



RAPPORT LNR 4952-2005

Tiltaksorientert
overvåking av vann og
vassdrag i Gjøvik
kommune

Årsrapport 2004



*Badeliv i Glæstadjernet
Foto: Ruth Lunden*

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1264 Pirsenteret
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Gjøvik kommune. Årsrapport for 2004.	Løpenr. (for bestilling) 4952-2005	Dato Februar 2005
	Prosjektnr. Undernr. 0-20183	Sider Pris 52
Forfatter(e) Gøsta Kjellberg	Fagområde Eutrofi ferskvann	Distribusjon Gjøvik kommune
	Geografisk område Oppland/Gjøvik kom.	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Gjøvik kommune, Sentraladministrasjonen.	Oppdragsreferanse Einar Kulsvehagen
--	--

Sammendrag

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 startet opp et overvåkingsprogram for sine vassdrag. I 2004 ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i Bråstadelva samt kjemiske og biologiske undersøkelser i Kastadtjernet, Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet. Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet ligger i nedbørfeltet til Bråstadelva, mens Kastadtjernet har eget avløp til Mjøsa. **Bråstadelvas** hovedløp inkl. de største sidevassdragene **Koltjernsbekken** og **Gubberudtjernsbekken** var lite eller lite til moderat påvirket av forurensning og hadde god økologisk status også der vassdragene passerte jordbruksområder og områder med spredt bebyggelse. Fem små bekker som drenerte jordbruksområder var noe overgjødset og hadde moderat økologisk status. **Koltjernet** var sterkt humuspåvirket og var noe påvirket av næringssaltforurensning. Tjernet kan betegnes som oligomesotroft. **Gubberudtjernet**, som ble betegnet som mesotroft, er grunt og er nå i ferd med å gro helt igjen av vanlig tjønnaks. Økologiske status i Koltjernet ble vurdert som god, mens den i Gubberudtjernet var dårlig. Også **Glæstادتjernet** var sterkt påvirket av humus. Videre var tjernet markert overgjødset og er for tiden i ferd med å gro helt igjen av vannplanter. Den økologiske status i Glæstادتjernet ble derfor vurdert som dårlig. **Kastadtjernet** var noe humuspåvirket samt synlig overgjødset med tett og kontinuerlig økende forekomst av vannplanter langs strendene. Den økologiske status Kastadtjernet ble vurdert som moderat.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdragsovervåking	1. Water quality monitoring
2. Gjøvik	2. Gjøvik
3. Kjemiske og biologiske undersøkelser	3. Chemical and biological investigations
4. Resipientkapasitet	4. Resipient capacity



Gøsta Kjellberg
Prosjektleder



Nils Roar Sælthun
Forskningsleder
ISBN 82-577-4646-0



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

0-20183

**Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag
i Gjøvik kommune.**

Årsrapport for 2004.

Saksbehandler: Gøsta Kjellberg

Medarbeidere: Pål Brettum
Mette-Gun Nordheim
Sigurd Rognerud
Einar Kulsvehagen

Forord

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 startet overvåking av sine vassdrag. I denne forbindelse har NIVA på oppdrag av Sentraladministrasjonen i Gjøvik kommune utarbeidet et overvåkingsprogram for kommunens innsjøer, elver og større bekker. Programmet ble utarbeidet i samarbeide med daværende miljøvernleder ved kommunen Einar Kulsvehagen. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år. Dvs. at programmet til en viss grad er tilpasset EUs "vanndirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i påvirkede vassdrag hvert 6 år.

Oppdraget ble kontraktfestet 5. september 2000. Prosjektet administreres og finansieres av Gjøvik kommune /v virksomhetsleder for Teknisk Drift, Einar Kulsvehagen. Gøsta Kjellberg ved NIVAs Østlandsavdeling er prosjektleder og kontaktperson ved NIVA.

Rapporten omhandler undersøkelser som ble utført i 2004. Det ble foretatt biologiske feltobservasjoner i Bråstadelva med sidevassdrag. Videre ble det tatt ut kjemiske og biologiske prøver fra 4 tjern. Disse var Kastadtjernet, Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet.

Feltarbeidet ble utført av Gøsta Kjellberg med assistanse av Sigurd Rognerud. Både fra NIVAs Østlandsavdeling. Teknisk Drift og landbrukskontoret ved Gjøvik kommune har bidratt med kartmateriale, informasjon om potensielle forurensningskilder, arealbruk mv. Harald Kristiansen har bidratt med informasjon om fiskeforekomst og vurdering av vannene som fritidsfiske lokalteter.

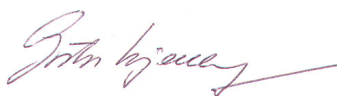
De vannkjemiske analysene ble utført av LabNett AS på Hamar etter akkrediterte metoder. Pål Brettum (NIVA, Oslo) har bearbeidet planteplanktonet og Gøsta Kjellberg har bearbeidet dyreplanktonet.

Rapporten er utarbeidet av Gøsta Kjellberg og Mette-Gun Nordheim ved NIVAs Østlandsavdeling i samarbeide med E. Kulsvehagen i Gjøvik kommune.

Kvalitetssikring av rapporten er utført av Nils Roar Sælthun (NIVA, Oslo).

Prosjektleder vil takke alle for godt samarbeid.

Ottestad februar 2005.



Gøsta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
1. INNLEDNING	10
1.1 Bakgrunn og hensikt	10
1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer	10
1.3 Utførte undersøkelser i 2004	11
1.3.1 Elver og bekker.	11
1.3.2 Tjern	12
2. MATERIALE OG METODER	14
2.1 Biologiske feltobservasjoner i elver og bekker	14
2.2 Limnologiske undersøkelser i tjernene	15
2.3 Tidligere undersøkelser	17
3. RESULTATER OG DISKUSJON	20
3.1 Biologiske feltobservasjoner i Bråstadelva med større tilløpsbekker	20
3.1.1 Bråstadelva-vassdraget	20
3.2 Tjern	22
3.2.1 Vannkvalitet og næringsstatus (trofigrad) i Kastadtjernet	22
3.2.2 Vannkvalitet og næringsstatus (trofigrad) i Koltjernet	24
3.2.3 Vannkvalitet og næringsstatus (trofigrad) i Gubberudtjernet	26
3.2.4 Vannkvalitet og næringsstatus (trofigrad) i Glæstادتjernet	28
4. Vurderinger og tilrådninger	31
4.1 Bråstadelva med tilløpsbekker	31
4.1.1 Vurdering av økologisk status	31
4.1.2 Aktuelle tiltak og tilrådninger for Bråstadelva med tilløpsbekker	32
4.2 Tjern	33
4.2.1 Vurdering av økologisk status	33
4.2.2 Aktuelle tiltak og tilrådninger	33
5. LITTERATUR.	35
6. VEDLEGG	38
Vedlegg A.	39
Vedlegg B.	44
Vedlegg C.	51

Sammendrag

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 opprettet et overvåkingsprogram og startet overvåking av sine vassdrag. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år. Dvs. at programmet til en viss grad er tilpasset EUs "vanddirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i påvirkede vassdrag hvert 6 år. Hensikten med den del av overvåkingen som ble gjennomført i perioden 2000 – 2004 var:

1. å klarlegge økologisk status og eventuelle endringer av denne over tid i kommunens innsjøer, tjern, dammer, elver og større bekker. Påvirknings- og forurensningsgrad vurderes ut fra registrert avvik fra forventet naturtilstand og det legges spesiell vekt på de biologiske forhold. Videre identifiseres og kartfestes om mulig akutte forurensningskilder og områder som er blitt negativt påvirket av sur nedbør.
2. å klarlegge om kommunen ved kontroll, egendrift av kommunale kloakkanlegg og pålegg om forurensningsbegrensende tiltak har nådd fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Videre også fastsatte interkommunale og statlige/sentrale miljøkvalitetsmål der sådanne foreligger.
3. å gi råd om hovedtiltak for å bevare eller bedre økologisk status i kommunens vassdrag der dette er nødvendig.

I 2004 ble forurensningssituasjonen og annen menneskelig påvirkning vurdert i Bråstadelva med sidevassdrag ut fra biologiske feltobservasjoner. Videre har vi vurdert forurensningssituasjonen og den økologiske status i følgende tjern: Karstadtjernet, Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstadtjernet. Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstadtjernet ligger i nedbørfeltet til Bråstadelva, mens Kastadtjernet har eget avløp til Mjøsa ved en navnløs bekk.

Resultatene fra de biologiske feltobservasjonene i Bråstadelva og undersøkelsene i tjernene er vist i en fargefigur fig.1 på side 9.

Bråstadelva

Miljøkvalitetstilstand.

Selve Bråstadelva (hovedløpet) inkl. de største sidebekkene Kolbekken og Gubberudbekken var noe overgjødslet (eutrofiert) der de passerte jordbruksområder. Den økologiske status ble likevel vurdert som god. Fem mindre bekker som drenerer og/eller passerer jordbruksområder her kalt "jordbruksbekkene" var moderat overgjødslet og flere av bekkene var markert påvirket av stor tilførsel av leir- og jordpartikler samt til dels også av sand fra dyrket mark og kjøreveier som dekket bunnen langs mer stilleflytende partier og i større kulper. Økologisk status ble her vurdert som moderat. Direkte forurensede elve- eller bekkestrekninger med synlig heterotrof begroing og vond lukt ble ikke observert. Det ble heller ikke påvist elve- eller bekkestrekninger som var negativt påvirket av sur nedbør.

Miljøkvalitetsmål og selvrensingskapasitet.

Bråstadelva og de større tilrennende bekker hadde god selvrensningsevne og god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. "Jordbruksbekkene" hadde moderat økologisk status og redusert selvrensningsevne/resipientkapasitet, dvs. at de ved lav vannføring sannsynligvis kan bli direkte forurensede og herved få dårlig økologisk status og således ikke tilfredsstillende de fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

- Fordi Bråstadelva drenerer store skogområder er det viktig at det drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i hele nedbørfeltet.
- Det er nødvendig at de tiltak som er satt i verk i Bråstadelvas nedbørfeltet for å begrense forurensningstilførselen videreføres og mest mulig blir forbedret. Tilførselen av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg må reduseres mest mulig. Separatanlegg med direkte utslipp, bare slamavskillere og/eller sandfilter oppgraderes til høyere standard. Videre er det ønskelig å knytte flere husstander til de kommunale nettet. Det er også viktig at landbruksetaten gir råd og foretar kontroll av gjødselkjellere, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel så en kan stoppe lekkasjer og forebygge akuttutslipp. Tiltak som kan redusere transport av næringssalter og partikler til vassdraget fra dyrket mark og kjøreveier bør også prioriteres. prosjekt "Miljømål i landbruket" vil her være en god hjelp til forbedret miljø i landbruket.
- Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at en sikrer naturgitt biologisk mangfold og da særlig levevilkårene for fisk i fiskeførende vassdrag. Vi bør her nevne at Bråstadelva fra naturens side er et tørkesvakt vassdrag der enkelte strekninger kan bli helt tørrlagt i lengre tørkeperioder.
- En bør vurdere om det bør etableres kulper der fisken kan overleve i tørkeperioder og/eller andre biotopforbedrende tiltak.
- Kantvegetasjonen/bufferonen langs Bråstadelva-vassdraget må mest mulig bli opprettholdt. Miljødepartementet eller Landbruksdepartementet bør utarbeide en veileder som omhandler forvaltning og stell av kantsoner/bufferoner.

Tjern

Glæstadjernet

Miljøkvalitetstilstand.

Glæstadjernet var i 2004 markert overgjødslet og hadde et planteplankton som avvek fra forventet naturtilstand. Planteplanktonet var i samsvar med det vi finner i middels næringsrike vannforekomster. Videre er tjernet i fred med å gro helt igjen av vannplanter og det er høye konsentrasjoner av næringssalter i vannet. Den biologiske status ble derfor vurdert som dårlig.

Miljøkvalitetsmål og selvrenningskapasitet.

Glæstadjernet er for tiden markert overgjødslet og har dårlig økologisk status. Dvs. en status som ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Selvrensingsevnen og resipientkapasiteten blir overskredet og Glæstadjernet er for tiden i ferd med å gro helt igjen av vannplanter. Det er derfor nødvendig at en mest mulig reduserer/stopper tilførselen av særlig fosfor og partikler som er rik på næringssalter (spes. fosfor) til tjernet.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

- Det er viktig at en driver et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i nedbørfeltet til Glæstadjernet.
- Det er påkrevet at en viderefører, og mest mulig forbedrer, de tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet for å begrense forurensningstilførselen. Tilførselen av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg i den spredte bebyggelsen må reduseres mest mulig. Separatanlegg med direkte utslipp, bare slamavskillere og eller sandfilter oppgraderes til høyere

standard. Videre er det viktig at landbruksetaten gir råd og foretar kontroll av gjødselkjellere, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel så en kan stoppe lekkasjer og forebygge akuttutslipp. Tiltak som kan redusere transport av næringssalter og leir- og jordpartikler til vassdraget fra dyrket mark og kjøreveier bør også prioriteres. Prosjektet "Miljømål i landbruket" vil her være en god hjelp til forbedret miljø i landbruket.

- En bør ta ut mer ørret fra tjernet. Dette før å få bedre størrelse og kvalitet på fisken og herved øke beitepresset på ørekyten. En bør også vurdere om det er nødvendig med direkte utfiske av ørekyte.
- En bør fjerne vannplanter fra enkelte områder før å øke tilgjengeligheten for utøvelse av fritidsfiske.
- En bør vurdere om badeplassen og nærliggende område skal utarbeides til et nærrekreasjonsområde.
- En bør registrere nivået av kvikksølv i stor fiskespisende ørret om sådanne finnes.
- En bør utarbeide en driftsplan for fiskestell i Glæstادتjernet som del av en forvaltningsplan for hele Bråstadelva-vassdraget.

Gubberudtjernet

Miljøkvalitetstilstand.

Gubberudtjernet var i 2004 moderat påvirket av forurensning og hadde et planteplankton i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) til middels næringsrike innsjøer. Videre var det stor forekomst av vannplanter og høy konsentrasjon av næringssalter i vannet. Dette viste at Gubberudtjernet var klart overgjødset (eutrofiert), og den økologiske status ble derfor vurdert som dårlig.

Miljøkvalitetsmål og selvrensingskapasitet.

Gubberudtjernet er for tiden moderat påvirket av forurensning og har generelt sett dårlig biologisk status og redusert selvrensingsevne og herved også begrenset resipientkapasitet. Dvs. at tjernet for tiden har en økologisk status som ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. En økning av fosfortilførselen og herved fosforkonsentrasjonen i tjernet vil kunne forringe vannkvaliteten betydelig. Øker fosforkonsentrasjonen i de frie vannmasser er det risiko for at det til tider kan bli sjenerende vannblomst av blågrønnalger tilhørende slekten *Anabaena*. Videre vil også forekomsten av begroingsalger og vannplanter langs strendene og på grunnere områder ytterligere øke.

Det er derfor viktig at særlig tilførselen av fosfor til Gubberudtjernet ikke øker. Økt forekomst av vannplanter i tjernet vil skape problemer for brukerinteresser som friluftsliv og særlig friluftsbad og fritidsfiske bl.a. ved at tilgjengeligheten til vannet og muligheten til fiske blir ytterligere redusert.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

- En bør øke uttaket av fisk fra Gubberudtjernet bl.a. for å redusere beitepresset på krepsdyrplanktonet og for å få bedre kvalitet på fisken. Storvokst ørret vil også bidra til økt beitepress på ørekyten. En bør også vurdere om det er nødvendig med utfiske av ørekyte.
- Mye av vannplantene (tjønnaksen) må fjernes.

- Nivået av kvikksølv i stor fiskespisende ørret om sådanne finnes bør registreres.
- En bør utarbeide en driftsplan for fiskestell i Gubberudtjernet som del av en forvaltningsplan for hele Bråstadelva-vassdraget.

Koltjernet

Miljøkvalitetstilstand.

Koltjernet var i 2004 noe overgjødslet og hadde et planteplankton som avvek noe fra forventet naturtilstand. Videre var det økt tetthet av vannplanter langs strendene og i grunnere områder. Den biologiske status ble likevel vurdert som god. Tjernet var markert humuspåvirket og hadde herved naturgitt ”Mindre god” til ”Dårlig” vannkvalitet sett i forhold til brukerinteresser som drikkevann og friluftsbad.

Miljøkvalitetsmål og selvrenningskapasitet.

Koltjernet er for tiden noe påvirket av forurensning men har likevel generelt sett god økologisk status, i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Selvrennings- evnen/resipientkapasitet er likevel noe svekket. En økning av fosfortilførselen og herved fosforkonsentrasjonen i tjernet vil derfor raskt kunne forringe vannkvaliteten. Videre vil også forekomsten av begroingsalger og særlig vannplanter langs strendene og på grunnere områder øke. Det er derfor viktig at særlig tilførselen av fosfor og partikler (jord og leire) som er rik på fosfor ikke øker. Økt forekomst av vannplanter langs strendene og på grunnere områder vil skape problemer for fritidsfiske bl.a. ved at tilgjengeligheten til innsjøen blir mindre.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

- Det er viktig at det drives et miljøtilpasset og miljøsertifisert skogbruk i nedbørfeltet til Koltjernet.
- Det er viktig at de tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet for å begrense forurensningstilførselen videreføres men også at det blir forbedret. Tilførselen av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg må reduseres mest mulig. Videre er det viktig at landbruksetaten gir råd og foretar kontroll av gjødselkjellere, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel så en kan stoppe lekkasjer og forebygge akuttutslipp. Tiltak som kan redusere transport av næringssalter og leir- og jordpartikler til vassdraget fra dyrket mark og kjøreveier bør også prioriteres.
- En bør øke uttaket av ørret fra tjernet bl.a. for å få bedre kvalitet på fisken og øke predasjonspresset på ørekyta.
- Nivået av kvikksølv i stor fiskespisende ørret om sådanne finnes bør registreres.
- Det bør utarbeides en driftsplan for fiskestell i Koltjernet som del av en forvaltningsplan for hele Bråstadelva-vassdraget.

Kastadtjernet

Miljøkvalitetstilstand.

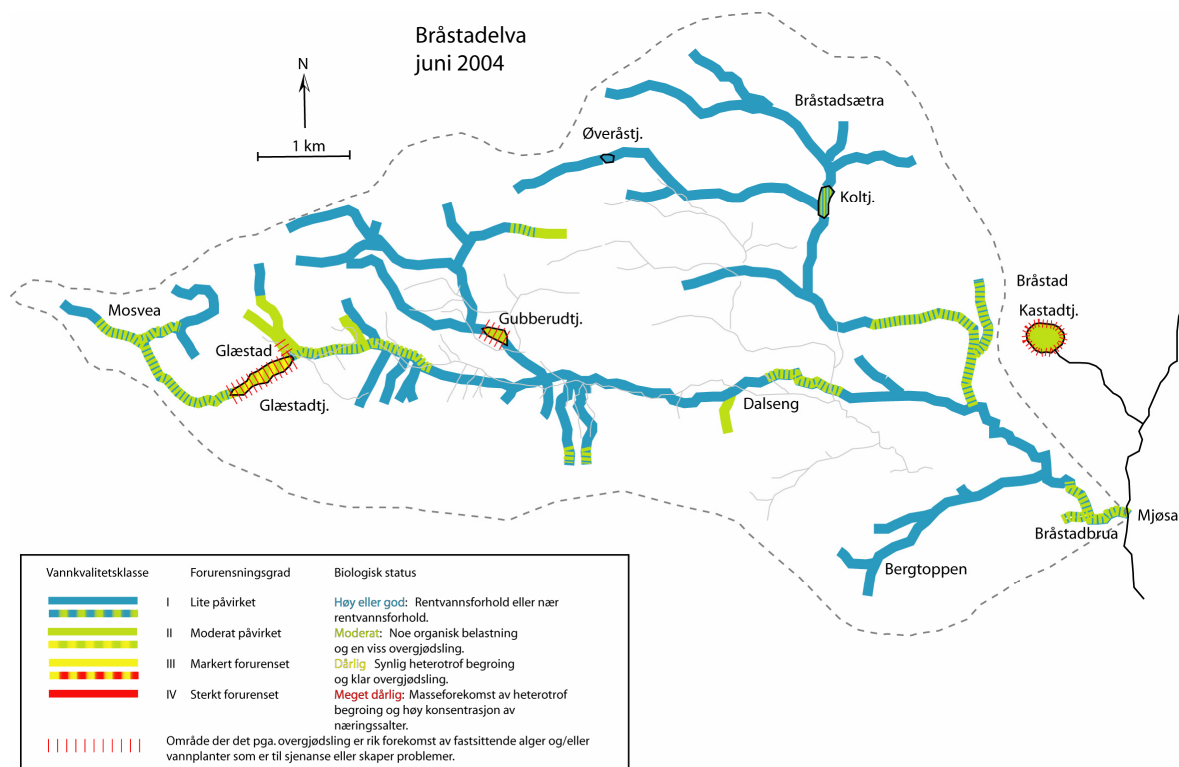
Kastadtjernet var i 2004 klart overgjødslet, men hadde et planteplankton som var i samsvar med det vi finner i næringsfattige vannforekomster. Stor og stadig økende forekomst av vannplanter (makrovegetasjon) langs strendene og i grunnere områder samt relativt høy konsentrasjon av næringssalter bidrar likevel til at den økologisk status ble vurdert som moderat.

Miljøkvalitetsmål og selvrenningskapasitet.

Kastadtjernet er for tiden overgjødset og har en økologisk status som ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Selvrensingsevnen/resipientkapasitet blir overskredet og det er nødvendig at en reduserer tilførselen av særlig fosfor og partikler (jord og leire) som inneholder mye fosfor.

Aktuelle tiltak og tilrådinger.

- Det er viktig at de tiltak som er satt i verk i nedbørfeltet for å begrense forurensningstilførselen blir forbedret. Tjernet blir brukt som drikkevannskilde. Tilførselen av kloakk og gråvann fra separate avløpsanlegg må derfor reduseres mest mulig. Mest mulig tilkoppling til det kommunale avløpsnett er ønskelig. Videre er det viktig at landbruksetaten gir råd og foretar kontroll av gjødselkjellere, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende deponier med husdyrgjødsel så en kan stoppe lekkasjer og forebygge akuttutslipp. Tiltak som kan redusere transport av næringssalter og partikler til vassdraget fra dyrket mark bør også prioriteres.
- Nivået av kvikksølv i stor fiskepisende ørret bør bli registrert.
- Det bør utarbeides en driftsplan for fiskestell i Kastadtjernet. Videre bør Kastadtjernet inngå som en del i en forvaltningsplan som omfatter fisket i hele Bråstadelva-vassdraget.



Figur 1. Forurensningssituasjonen i Bråstadelva-vassdraget og i Kastadtjernet i august 2004, vurdert ut fra de biologiske forhold. Vannforekomster som ikke er vurdert (utløpsbekken fra Kastadtjernet) er markert med sort.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn og hensikt

Gjøvik kommune har f.o.m. 2000 startet opp et kommunalt overvåkingsprogram for sine vassdrag. Et kart over alle større vassdrag i Gjøvik kommune som berøres av overvåkingen, er vist i figur 2. Overvåkingsprogrammet er rullerende og har en syklus på 5 år (se vedlegg C og "Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000-2004" (Kjellberg 2000)). Første del av overvåkingsprogrammet avslutes herved ved undersøkelsene som ble foretatt i 2004. Programmet er til viss grad tilpasset EUs "vanndirektiv" der en legger opp til rapportering av økologisk status i aktuelle vassdrag hvert 6 år (se WATECO 2002). Gjøvik kommunes overvåkingsprogram må sees sammen med interkommunal og nasjonal overvåkingsaktivitet og da særlig med EUs vanndirektiv og den pågående Mjøsundersøkelsen. Den kommunale overvåkingen skal klarlegge økologisk status og eventuelle endringer i denne over tid i kommunens innsjøer, tjern, dammer, elver og større bekker. Det legges vekt på å beskrive forurensningsgraden med utgangspunkt i de biologiske forhold, og sammenholde resultatene av disse undersøkelser med de miljøkvalitetsmål som er og vil kunne bli fastsatt i kommunal, interkommunal og statlig regi. Forurensningsgraden blir vurdert ut fra registrert avvik fra forventet naturtilstand. Med naturtilstanden menes ifølge Direktoratet for naturforvaltning og Statens forurensningstilsyn (1997), den økologiske status en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Gjøvik kommune tar sikte på å benytte "føre var prinsippet" og et høyt beskyttelsesnivå i forvaltningen av sine vassdrag. Datainnsamling og analyser skal gjøres etter kvalitetssikrede metoder. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag å gjennomføre overvåkingen i perioden 2000 - 2004. Kommunen vil legge vekt på å videreformidle den kunnskapen miljøovervåkingen gir til innbyggere, skoler, politikerne og administrasjonen.

1.2 Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetsnormer

I følge DN og SFT (1997) skal fastsetting av kommunale miljøkvalitetsmål for vannforekomster med tilhørende miljøkvalitetsnormer skje slik at bruken av vannforekomsten og krav til vannkvalitet fastsettes etter en helhetsvurdering der hensyn til miljø og brukerpotensialet vektlegges. For Gjøvik kommunes vedkommende vil dette si mest mulig bevaring av biologisk mangfold og urørt natur. Dvs. at vannforekomstene skal ha god økologisk status. Brukerinteresser, som friluftsliv, rekreasjon, friluftsbad, fritidsfiske, jordvanning og rekrutteringsmuligheter for mjøsharr og mjøsørret samt bevaring av stedege krepse- og ørretstammer, er prioriterte områder for kommunen.

Kommunalt miljøkvalitetsmål for bekker, som renner gjennom jordbruksområder med fast bosetting og/eller tettsteder, er at forurensningsgraden ikke skal/bør overstige den i rapporten brukte forurensningsklasse II (grønn kartmarkering på kartene som viser forurensningssituasjonen i de aktuelle vassdrag). Her bør vi dock nevne at EUs vanndirektiv vil føre til strengere krav da direktivet forutsetter at det skal være god økologisk status i alle vannforekomster. Videre er det et kommunalt mål at reproduksjonsmulighetene for mjøsharr og mjøsørret mest mulig skal opprettholdes eller reetableres i de bekker som fortsatt benyttes eller som tidligere ble brukt som rekrutteringslokaliteter for disse fiskeartene. Det er viktig at mest mulig av de lokale harr- og ørretstammer i Mjøsa kan bevares ved naturlig rekruttering (se Taugbøl 1995, Garnås et al. 1996). Dette gjelder også andre lokale ørretstammer. De kommunale miljøkvalitetsmål, som er fastsatt for de bekkene som fortsatt vil være noe forurensset, betyr at naturgitt biologisk mangfold likevel stort sett kan bli opprettholdt og at bekkene får en god økologisk status i henhold til aktuelle verne- og brukerinteresser som bevaring av biologisk mangfold, drikkevann for vilt og bufe, vannuttak til jordvanning, fritidsfiske, rekreasjon og resipient. Kantvegetasjonen/buffersonen skal også mest mulig

vernes og vil da utgjøre viktige leveområder (biotoper) for vilt og viltkorridorer. EU:s vanddirektiv forutsette også vern av strandnære områder.

I de større elvers (Vismunda, Storelva, Stokkelva, Bråstadelva og Hunnselva) og småelvers (Bjørnstadelva, Kalverudelva, Skulhuselva, Vesleelva, Konglestadelva og Vedsetelva) hovedløp, samt i bekker som ikke direkte berøres av lokalbettinget forurensning (her benevnt "skogsbekker"), er det et kommunalt miljøkvalitetsmål at en ikke overskrider forurensningsklasse I-II (blågrønn markering på kartene). Nevnte miljøkvalitetsmål er i samsvar med fastsatte interkommunale miljøkvalitetsmål som for tiden gjelder for de store tilløpselver til Mjøsa (Kjellberg et al. 1999).

Miljøkvalitetsmål for innsjøene, tjernene og de fiskedammer som benyttes til fritidsfiske i Gjøvik kommune er at de mest mulig skal ha god økologisk status som er i samsvar eller i nært samsvar med forventet naturtilstand dvs. at en her har som mål å bevare naturgitt artssammensetting og produksjonsevne. Det vil si at også fiskedammene bør se så naturlige ut som mulig. Med naturtilstanden menes den økologiske status som skulle ha eksistert i vannforekomsten uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter. Denne målsetting gjelder særlig de større innsjøene (Ringsjøen, Skumsjøen, Store-Svarken og Midt-Svarken) samt skogstjernene. Moderat påvirkning av næringssalter (oligomesotrofe og i enkelte tilfeller mesotrofe forhold) kan aksepteres i enkelte av de mindre innsjøer og tjern som ligger i eller påvirkes av større jordbruksområder. Disse lokaliteter betegnes som kulturlandskapsinnsjøer og har som regel økt fiskeproduksjon, rikt fugleliv og i enkelte tilfeller også stor forekomst av amfibier. Det siste gjelder særlig mindre fisketomme lokaliteter. Som eksempel på kulturlandskapsinnsjøer kan vi nevne Lauga, Røstadvatnet, Langvatnet, Melbytjernet, Glæstادتjernet, Skonnordtjernet, Kastadtjernet, Eikstadtjernet samt Øykjesvea-dammen. Flere av disse vannforekomster kan ha sjeldne/sårbare (rødliste) arter og er da spesielt verneverdige med behov for spesiell beskyttelse til tross for at de kan være noe forurensningspåvirket. Dette gjelder spesielt de vann som har utviklet seg til verdifulle fuglelokaliteter. Gjøvik kommune har fått registrert alle disse lokaliteter mhp. fugleliv og eksempel på spesielt gode fuglebiotoper er Gåstjern, Melbytjernet, Lauga og Øytjern (se Skålerud 2000).

For øvrig henviser vi til de veiledninger som finnes i "Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer" som er blitt utarbeidet av DN og SFT (1997).

1.3 Utførte undersøkelser i 2004

1.3.1 Elver og bekker.

Den 4. juni ble det foretatt biologiske feltobservasjoner i Bråstadelva inkl. større tilløpsbekker. Figur 3 viser de undersøkte vassdrag mer detaljert og aktuelle plasser, elver, bekker og tjern er navngitt. Hensikten med de biologiske feltobservasjonene som ble foretatt i 2004 var å vurdere biologisk status i Bråstadelva-vassdraget samt å kartlegge forurensningssituasjonen. Videre om mulig å identifisere lokale forurensningskilder. Vassdragets resipientkapasitet og den økologiske status skulle også vurderes og det skulle skisseres tiltak og gis tilrådinger for å bedre, eventuelt hindre en forringelse av vannkvaliteten og den biologiske status i vassdraget. Videre skulle en også vurdere andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske status i Bråstadelva med tilløpsbekker.

Da de biologiske feltobservasjonene ble utført, var det middels høy vannføring i samtlige deler av vassdragene.

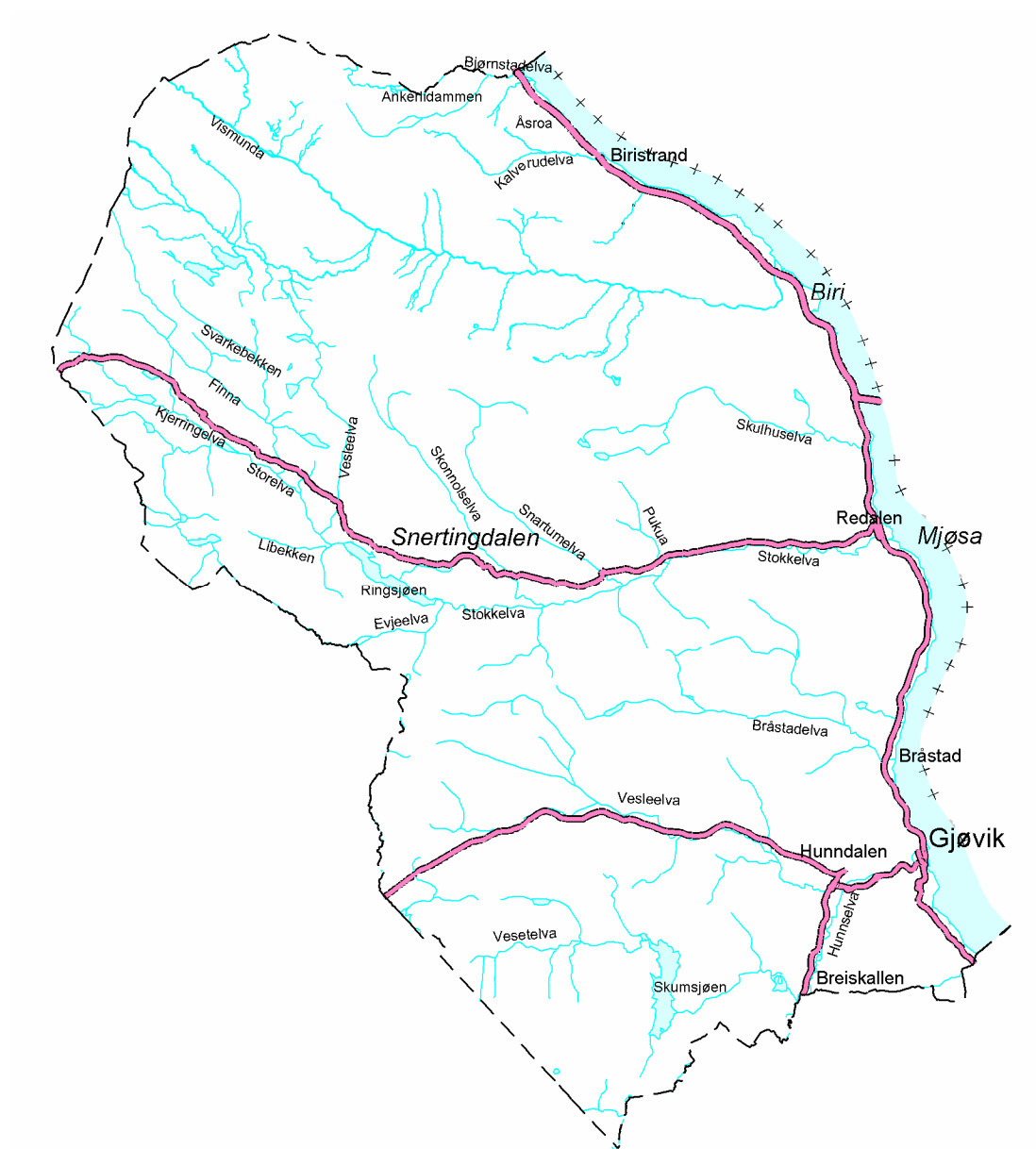
Bråstadelva og tilløpende bekker hadde forholdsvis høg vannføring og herved økt resipientkapasitet (fortynningsevne) stort sett hele forsommeren i 2004. Resultatet av

undersøkelsene gir derfor sannsynligvis et bedre bilde av forurensningssituasjonen i Bråstadelva-vassdraget enn om undersøkelsene var blitt utført i en periode med lav vannføring, slik metodikken for slike undersøkelser foreskriver (se vedlegg B).

1.3.2 Tjern

I 2004 ble det 4. og 5. august foretatt kjemiske og biologiske undersøkelser i Kastadtjernet, Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet. Kastadtjernet har eget avløp til Mjøsa, mens de andre tjernene ligger i nedbørfeltet til Bråstadelva. Prøvene ble tatt i den antatt dypeste del av tjernet. Kjemiprøvene ble tatt som en blandprøve fra sjiktet 0-2 meter. På biologisiden har vi registrert forekomst av planteplankton og dyreplankton. Vi har også vurdert forekomsten av vannplanter (makrovegetasjon). Planteplanktonet er tatt ut fra de samme blandprøvene som ble benyttet til kjemianalysene, mens dyreplankton ble tatt som et vertikalt håvtrekk fra området nær bunnen opp til overflaten. Videre ble det tatt målinger av vanntemperatur (i en vertikalserie) og siktedyp med Secchi-skive. Vannfarge sett mot sikteskiven ble også notert.

Hensikten med undersøkelsen var å klarlegge tjernesens trofistatus (dvs. vurdere om de var overgjødset eller ikke) og generelle vannkvalitet bl.a. med hensyn til tjernesens bufferevne mot tilførsel av surt vann. Jevnt stor vanntilførsel hele forsommeren i 2004 bidrog sannsynligvis til at de undersøkte vannforekomstene hadde økt resipientkapasitet pga. mindre oppholdstid for vannet og større tilførsel av humusstoffer dette år. Humus bidrar til å minke biotilgjengeligheten av fosfor og redusere lystilgangen (se Rognerud 1989 og Meili 1992). Undersøkelsen gir derfor trolig et noe bedre bilde av forurensningssituasjonen i samtlige tjern enn om undersøkelsen var blitt utført i en sommer med mindre nedbør og herved mindre gjennomstrømning av vann og mindre innhold av humusstoffer. På den andre siden har øket tilførsel av surt og humusrikt myrvann redusert bufferevnen og senket pH-verdien.



Figur 2. Vassdrag i Gjøvik kommune som inngår i det kommunale overvåkingsprosjektet.

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Biologiske feltobservasjoner i elver og bekker

De biologiske feltobservasjonene i Gjøvik kommunes elver og bekker blir utført i samsvar med en metode for "Biologiske feltobservasjoner i vassdrag" som NIVA også benytter i forbindelse med den interkommunale overvåkingen av Mjøsa med tilløpselver (Kjellberg 1993, 1998 og Kjellberg et al. 1999). Metoden blir også benyttet i overvåkingsplanen for Begna-/Øystre Slidre-vassdraget (Løvik og Kjellberg 2002) og Randsfjordforbundet i forbindelse med overvåkingen av Randsfjorden (Løvik og Kjellberg 2002). Metoden er beskrevet i vedlegg B bak i rapporten og i Kjellberg et al. (1985). Undersøkelsene skal fortrinnsvis utføres ved lav vannføring. Årsaken til dette er at i slike perioder er effektene av forurensning tydeligst, samt at kilder til lokalbetinget forurensning da er lettest å identifisere og kartfeste. Unntak er påvirkning av sur nedbør som her på Østlandet som regel har størst effekt ved høy vannføring ("surstøt") (se Bækken et al. 1999).

Ved de biologiske befaringene bedømmer en biologisk kyndig forsker forhold som biologisk status, forurensningsgrad og til dels vannkvalitet, ut fra feltobservasjoner av begroingsorganismer (sopp, bakterier, ciliater, begroingsalger og vannmoser), vannplanter (makrovegetasjon) og makrobunndyr. En legger særlig vekt på forekomst og eventuelt fravær av "indikator"-organismer, dvs. rentvannsorganismer eller populasjoner som er følsomme overfor forurensningstilførsler eller andre menneskelige påvirkninger. Avvik fra naturtilstanden (lite eller ikke påvirket referanselokalitet) eller forventet naturtilstand er viktige kriterier når vi skal vurdere og fastsette påvirknings- og forurensningsgrad samt vurdere økologisk status. Med forventet naturtilstand menes ifølge DN og SFT (1997) den økologiske status (miljøkvalitetstilstand) en ville ha hatt i vassdraget/lokaliteten om det/den ikke hadde vært påvirket av menneskelige aktiviteter. I forbindelse med EUs vanndirektiv vil det mer konkret bli fastsatt hva som er naturtilstand. Dersom avviket er stort og det naturgitte biologiske mangfoldet er klart redusert eller forandret, betegner vi vassdraget/lokaliteten som forurenset og at vassdraget/lokaliteten har dårlig økologisk status. Er høyere biologisk liv utslått, betegnes vassdraget/lokaliteten som totalskadet og den økologiske status er da meget dårlig. Der avviket er lite, men påviselig og de biologiske mangfoldet i liten grad er blitt påvirket, bruker vi benevnelsen påvirket. Her har vi god eller moderat økologisk status. Se figur nr. 1 på side 9 i denne rapporten.

For at resultatene skal bli oversiktlige og praktisk anvendbare benytter vi fire biologisk relaterte vannkvalitetsklasser (klasse I til klasse IV, se vedlegg B) for å karakterisere biologisk og til dels økologisk status (Kjellberg et al. 1985). Disse klasser er i så stor grad som mulig forsøkt tilpasset SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Klassifiseringen skjer på bakgrunn av biologiske forhold og påvirknings- og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lett nedbrytbart organisk stoff (forråtnelse/saprobiering) og næringssalter (overgjødning/eutrofiering). Eventuell giftpåvirkning og skadeeffekter av forurensning blir også vurdert. Det er også lagt vekt på fiskeforhold og hygieniske aspekter. Videre vurderer vi også biologiske effekter av andre menneskelige inngrep som har eller har hatt betydning for den økologiske status i vassdraget.

De ulike klasser og overgangssoner blir markert med farger på et kart slik at forurensningssituasjonen generelt kan visualiseres, se figur 1 på side 9 i denne rapporten. Klasse I betegner rentvannsforhold der menneskelig forurensningspåvirkning på det biologiske liv ikke direkte kan dokumenteres. Klasse II angir elve- og bekkestrekninger som er synlig/moderat forurensningspåvirket, men der flora og fauna stort sett har arter i samsvar med de naturgitte forhold. Som regel er det økt produksjonskapasitet på disse lokaliteter og en

markert økt forekomst av de mer tolerante arter. Klasse III og IV angir lokaliteter som er direkte forurenset og der naturgitt biodiversitet er redusert og til dels har gått tapt. Disse elve- og bekkestrekninger har som regel synlig heterotrof begroing (s.k. "lammehaler" og lignende) og her foreligger ofte sjenerende og vond lukt. Disse lokaliteter oppfattes også av folk flest som forurenset. Overgangssonene klasse I-II osv. benyttes der det er vanskelig å vurdere hvilken klasse som skal velges for å karakterisere lokaliteten. For videre informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985) samt vedlegg B bak i rapporten.

Som operativ målsetting for å skille mellom akseptabel og ikke akseptabel tilstand, dvs. om resipientkapasiteten/tålegrensen er overskredet eller ikke i forhold til fastsatte miljøkvalitetsmål i de ulike vassdragstypene i Gjøvik kommune gjelder:

Lokalitetstype	Målsetting = Akseptabel tilstand
Småbekker som renner gjennom jordbruksområder, og/eller områder med spredt bosetting.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. Moderat eller god økologisk status.
Bekker som renner gjennom tettbebygde strøk som boligfelter og minitettsteder.	Forurensningsklasse II (grønn markering) eller bedre. Moderat eller god økologisk status.
Bekker i skogsområder (s.k. "skogsbekker") som er lite påvirket av forurensninger.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. God økologisk status.
Hovedløpet i elver.	Overgangssone I-II (blågrønn markering) eller bedre. God økologisk status.

Dvs. at klasse I (blå markering), I-II (blågrønn markering) og II (grønn markering) blir vurdert som akseptabel tilstand i bekker som avvanner jordbruksområder og/eller områder med spredt bosetting, mens klasse II-III (grønn gul markering) og klassene over anses som ikke akseptabel tilstand. Dette medfører at naturgitt biodiversitet stort sett kan bli vernet i disse bekker, og at vi aksepterer at vi kan få en økt produksjonskapasitet i form av økt forekomst av vannplanter (makrovegetasjon), vannmoser og til tider markert økt forekomst av fastsittende alger. Vi vil her også som regel få økt forekomst og produksjon av bunndyr og fisk. Videre at en unngår direkte forurensede bekkestrekninger med sjenerende og vond lukt pga. forråtnelsesprosesser med synlig forekomst av heterotrofe organismer (s.k. "lammehaler" og lignende). Bekkene vil da kunne opprettholde biologiske forhold som er i nært samsvar med rentvannsforhold og visuelt av folk flest oppfattes som stort sett reine. I ikke eller lite forurensningspåvirkede bekker (s.k. "skogsbekker") samt i elvene der fortykningsevnen og den biologiske selvrensingsevne dvs. resipientkapasiteten er større settes det strengere krav. Her bedømmes forurensningsklasse II og klassene over som ikke akseptabel tilstand dvs. at resipientkapasiteten har blitt overskredet og at økologisk status ikke er i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål (se også kap. 1.2 Miljøkvalitetsmål). Vi bør her nevne at EUs vanddirektiv vil sette strengere krav da direktivet forutsetter at alle vassdrag skal ha god økologisk status, dvs blå eller til nød blå-grønn markering i her benyttede vurderingssystem.

Vannforekomster som har skadeeffekter forårsaket av forsurening samt vannforekomster der det foreligger skadeeffekter pga. giftutslipp blir markert med egne tegn (se vedlegg B). Økologisk status blir her vurdert som dårlig eller meget dårlig. Dvs. at vi på slike lokaliteter ikke har akseptabel tilstand.

2.2 Limnologiske undersøkelser i tjernene

Prøvene i de undersøkte tjern ble tatt i den antatt dypeste del av tjernene. Her ble det tatt både kjemiske og biologiske prøver. Samtidig med prøveinnsamlingen ble også vanntemperatur (i en vertikalserie) og siktedyp målt. Ved målingene av siktedyp er det brukt vannkikkert og en Secchi-skive med 30 cm diameter. Vannfarge mot sikteskiva ble også notert.

Fysisk-kjemiske undersøkelser.

Kjemiprøvene ble tatt som en blandprøve fra sjiktet 0-2 meter. Prøvene er analysert for følgende ni (9) parametere: fargetall, total organisk karbon (TOC), pH, alkalitet, konduktivitet/ledningsevne, total fosfor, total nitrogen, nitrat og klorofyll *a*.

Vurdering av vannkvalitet og siktedyp ble foretatt i henhold til SFTs klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Eventuell forurensningspåvirkning er vurdert som avvik fra forventet naturtilstand (se Andersen et al. 1997 og Bratli 1995).

Biologiske undersøkelser.

Planteplankton.

Planteplankton i innsjøer, tjern og dammer består av små frittlevende enkeltindivider og kolonidannende alger og cyanobakterier (i hovedsak primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i konsentrasjon av biologisk tilgjengelige næringsstoffer vil derfor gi signifikante endringer i planktonsamfunnet i et tidlig stadie. Planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet), biomasse og utvikling over året (årssuksesjonen) gir derfor en god informasjon om innsjøens miljøstatus og eventuelle utvikling over tid.

I de aktuelle tjern ble det tatt ut planteplanktonprøver fra de samme blandprøvene som ble benyttet til de kjemiske analysene. Prøvene er konserverte med 4-5 dråper lugol (jodjodkalium) pr. 100 ml. Bestemmelse av planteplanktonets artssammensetning og biomasse er utført med hjelp av sedimenteringskammer og omvendt mikroskop etter metodikk utarbeidet av Utermöhl (1958). Se også Olrik et al. (1998). Som supplement til målingene av biomassen ble det også analysert for total klorofyll *a*-konsentrasjon pr. liter vann. Forekomst av planteplankton blir angitt som volum eller biomasse (mm³ eller gram våtvekt) pr. m³ og klorofyllkonsentrasjonen som µg KL.A/l.

Kunnskap om planteplanktonets artssammensetning (biodiversitet) og biomasse er helt sentral informasjon når vi skal vurdere næringsstatus/trofinivå i de undersøkte vannforekomstene. Næringsstatus (trofinivå) og grad av overgjødning (eutrofiering) blir vurdert etter vurderingsgrunnlag for nordiske innsjøer utarbeidet av Heinonen (1980), Brettum (1989) og Tikkanen og Willen (1992). Her blir det lagt vekt på algebiomasse og forekomst av indikatorarter (se vedlegg B). Forsuringssituasjonen er vurdert ved bruk av forekomst av planktonalger etter kriterier gitt av Brettum ved NIVA i Lindstrøm et al. (2004). Vurdering av total klorofyll *a*-konsentrasjon er foretatt i henhold til SFTs klassifiseringsnorm for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997).

Forurensningsgrad (overgjødning) og eventuell påvirkning av forsuring bedømmes som avvik fra forventet naturtilstand. Med overgjødning mener vi økt tilførsel av næringssalter (spes. fosfor) som resultat av menneskeskapte (antropogene) aktiviteter. Når vi skal vurdere trofinivå (dvs. om de undersøkte tjernene skal vurderes som oligotrof, mesotrof eller eutrof) samt vurdere grad av forurensning ved eventuell overgjødning har vi lagt stor vekt på resultatene fra planteplanktonprøvene, men vi legger også vekt ved forekomsten av vannplanter særlig i grunne vannforekomster. Forekomst av vannplanter vurderes ifølge kriterier gitt av Marit Mjelde og Stein W. Johansen ved NIVA i Lindstrøm et al. (2004) samt fra kriterier gitt av Berta Andersen og Eva Willen i Acta Phytogeogr. Suec. 84.

Dyreplankton.

Dyreplanktonprøvene ble tatt ved samme sted og på samme tidspunkt som de øvrige prøver. Dyreplankton ble samlet inn ved hjelp av vertikale håvtrekk med en "vanlig" dyreplanktonhåven (s.k. zooplanktonhåv) med 60 µm duk og med en åpningsdiameter på 30 cm. Trekkene er tatt fra like over bunn og opp til overflaten. Hjuldyr (*Rotifera*) ble som regel bare bestemt til slekt, mens krepsedyrene (*Crustacea*) ble så langt som mulig bestemt til art. Forekomsten av dyreplankton ble angitt som sjelden/få individer, vanlig eller

rikelig/dominerende etter vurderingskriterier gitt av Jarl Eivind Løvik ved NIVA i Kjellberg et al. (1999). Se også vedlegg B.

Videre har vi målt lengden (gjennomsnitt og variasjonsbredde) for voksne/kjønnsmodne eggbærende hunner av vannlopper tilhørende slektene *Daphnia* og *Bosmina*. Vi har brukt den *Daphnia*-art og den *Bosmina*-art som hatt størst forekomst i de frie vannmasser. Lengdemålingene ble utført for å kunne vurdere predasjonstrykket fra fisk (se vedlegg B).

Kunnskap om krepsdyrsamfunnet i de frie vannmasser gir mulighet til å vurdere beitepress fra planktonspisende fisk samt mer generelt å vurdere den økologiske status i vannforekomstens frie vannmasser bl.a. med tanke på å kunne opprettholde naturgitt biologisk mangfold, produksjonsstruktur og produksjonsnivå. Enkelte Krepsdyrplankton (særlig "dafnidene") er forsuringsfølsomme og er gode indikatorarter når en skal vurdere forsuringspåvirkning og resultater av kalking (se Kjellberg 2000). Beitepresset på planktonkrepsdyrene fra fisk blir vurdert etter et vurderingssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA (se Løvik i Kjellberg et al. (1999)). Dette systemet tar utgangspunkt i relasjonen mellom middellengden av voksne (eggbærende) hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* under sensommeren eller høsten. Planktonspisende fisk utgjør som regel en strukturerende faktor på krepsdyrsamfunnet. Økt predasjonspress gir minnet individstørrelse og overgang mot dominans av mer småvokste arter. Det siste gjelder også storvokste hoppekreps og enkelte andre vannlopper (bl.a. gelekrepsen *Holopedium gibberum*) (se vedlegg B og Branderud et al. 1996). En kan derfor også bruke eggbærende hunner av gelekreps om en ikke finner dafnier eller bosmider. Klassifiseringssystemet er bygd på antagelsen om at det i vannforekomster med forekomst av større bestander av planktonspisende fisk er det først og fremst predasjon fra fisk som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer av de to vannloppegruppene. Dette gjelder særlig for *Daphnia spp.* som her benyttes som "styrende" parametere om den finnes.

Beitepresset (predasjonstrykket) på planktonkrepsdyrene fra fisk kan ha betydning for resipientkapasiteten for næringssalter ved at stor forekomst av storvokste "dafnider" gir økt beitestrykk på planteplanktonet. Herved kan selvrensingskapasiteten i enkelte innsjøer øke og i perioder gi bedre vannkvalitet, dvs. mindre planteplankton i de frie vannmasser (se Kairesalo and Vakkilainen 2004, Tönno et al. 2003 og Rask et al. 2003). Betydningen av dette er likevel beskjedent og da særlig i større innsjøer.

2.3 Tidligere undersøkelser

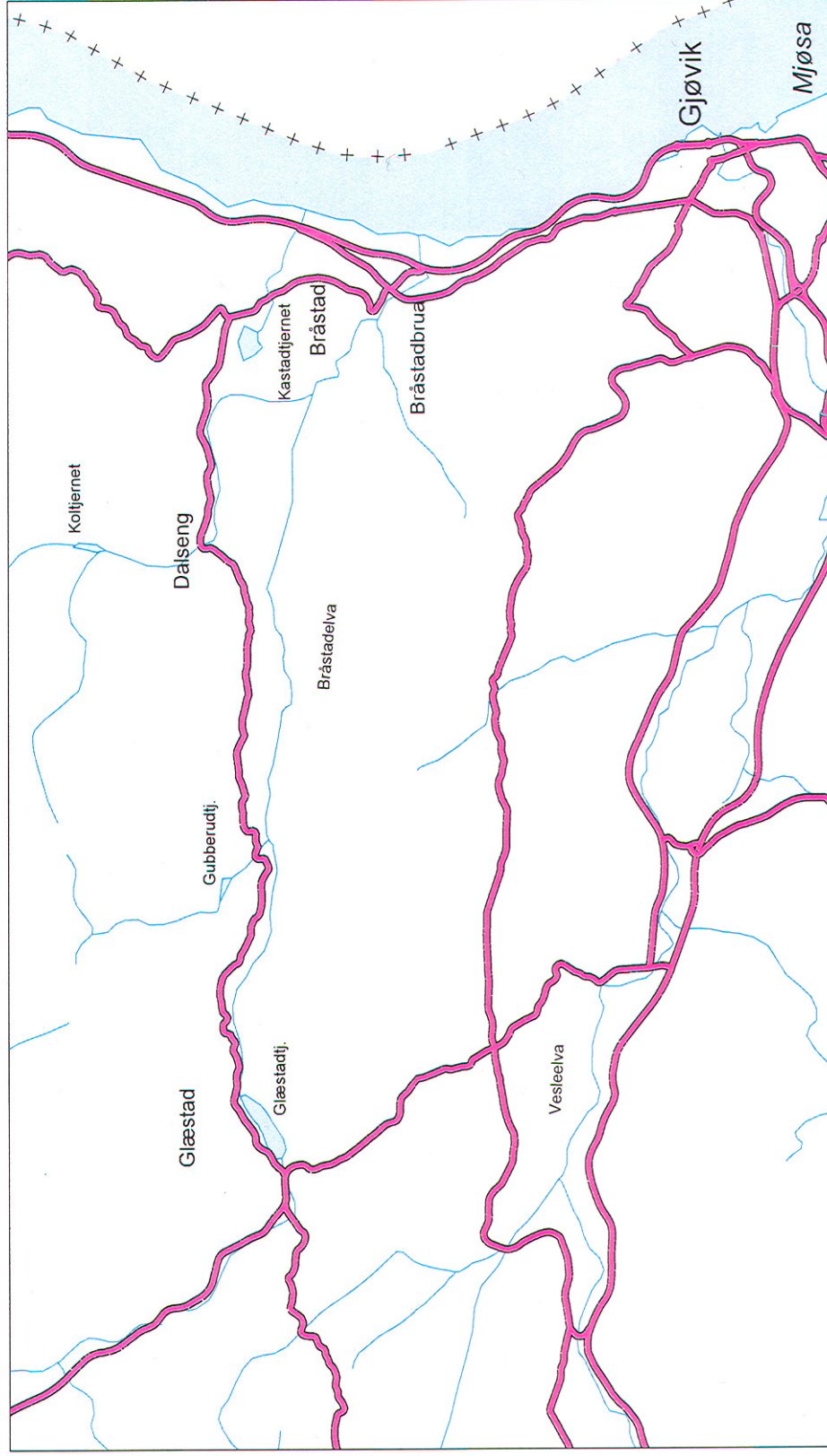
NIVA har tidligere ikke foretatt noen biologiske undersøkelser i Bråstadelva, men i forbindelse med Mjøsundersøkelsen (se Holta 1977) ble det i perioden 1973-1976 tatt ut kjemiske vannprøver fra elvas nederste del der den renner ut i Mjøsa. Her ble det analysert for parameter som næringssalter (fosfor og nitrogen), organisk stoff (BOF), ledningsevne, surhetsgrad (pH), fargetall, uorganisk seston, organisk seston, silisium, turbiditet og mineralsalter som kalsium, magnesium, natrium, hydrogenkarbonat, sulfat og klorid. Videre ble det også analysert for metaller som jern, mangan og tungmetallene kobber og sink. Undersøkelsen viste at Bråstadelva hadde ionefattig nær neutralt vann som var lite humuspåvirket, dvs at det var relativt klart. Videre at elva var lite berørt av metallforurensning, men at den var noe påvirket av næringssaltforurensning og organisk stoff.

De forurensningskildene som tidligere skapte de største problemene i Bråstadelva var utslipp av silopressaft, utslipp og utsig fra gjødselkjellere og lokalt også utslipp fra halmlutningsanlegg og boligkloakk. Bl.a. var det mye boligkloakk i elvas nederste del som kom fra bebyggelsen ved Bråstadbrua.

I perioden 1988-94 ble det i forbindelse med prosjektet "Operasjon mjøsørret" foretatt undersøkelser med elektrisk fiskeapparat i elvas nederste del (250 meter) som blir brukt som

rekrutteringslokalitet for Mjøsørret. Det var da rik forekomst av småørret og mjøsharr på denne lokalitet (Taugbøl, T. 1995).

Det har tidligere ikke blitt utført limnologiske undersøkelser i Kastadtjernet, Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet, men det har blitt foretatt prøvefiske i samtlige tjern i 1993. dette fiske ble utført av elevene (5 st) ved AMO-kurset "Miljøteknikk" i Gjøvik kommune og er rapportert i et notat (Thorud et al. 1994). Videre har elevene i klasse 3BI ved Tranberg videregående skole 1999/2000 utført en biotopanalyse av Koltjernet den 10. september 1999. det foreligger en rapport fra denne undersøkelse (Tranberg videregående skole 2000).



Figur 3. Elver, bekker og innsjøer i Gjølvik kommune som ble undersøkt i 2004. Stedsnavn som blir benyttet i rapporten er angitt.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Biologiske feltobservasjoner i Bråstadelva med større tilløpsbekker

Forurensningssituasjon og biologisk status i Bråstadelva inklusive større tilrennende bekker som de ble observert ved de biologiske feltobservasjonene 4. og 5. juni 2004 er visualisert i fargefigur (fig.1) på side 9 i teksten.

3.1.1 Bråstadelva-vassdraget

Bakgrunnsdata.

Naturlig nedbørfelt: 41,7 km².

Årlig midlere avrenning (fra isohydat-kart): 8-12 l/s km². Størst avrenning (12 l/s km²) er det i elvas øverste del.

Berggrunn: Nedbørfeltet består av kvartsrik sandstein og alunskifer med innslag av ortocerkalk. Sandstein forekommer i nedbørfeltets nordre del, mens skifer/kalkforekomstene i hovedsak finnes i den søndre dalsiden og i lavereliggende områder langs vassdraget. De sistnevnte bergarter er basiske og bidrar til å redusere forsurenningen av vassdraget. Videre blir vannet mer næringsrikt. Størst kalkforekomst er det sør for Glæstadjernet.

Fiskeforekomst: I elvas aller nederste del finnes bekkeniøye, elveniøye, mjøsørret, mjøsharr og ferskvannsulke. Bråstadelva er en rekrutteringslokalitet for elveniøye, mjøsharr og mjøsørret. Elveniøyen og fisken kan benytte ca. 250 meter av elvas nedre del. I øvrig finnes ørret og ørekyte i vassdraget. Tidligere var det også abbor og gjedde i Koltjernet og Kastadjernet. Fiskeregistreringer i elvas nederste del har vist at det her finnes rikelig med små ørret, men det er uklart i hvilken grad dette er nedvandret ørret fra Bråstadelva eller om det i hovedsak er mjøsørret.

Elva, som er ca. 13 km lang har sitt utspring i skog- og myrområdene ved Glæstadjernet like nord for tettstedet Vardal. Heretter følger elva dalføret ned til utløpet i Mjøsa ved Bråstadbrua. Langs dalføret kommer det fra nord to større bekker som renner ut i hovedelva. I nedbørfeltet finnes 5 tjerner: Koltjernet, Øveråstjernet, Gubberudtjernet, et lite navneløs tjern og Glæstadjernet. Glæstadjernet er den største vannforekomsten i vassdraget med et areal på ca. 0,12 km² (se figur 3). Videre bør vi nevne at Øveråstjernet tidligere var oppdemt og ble brukt som fiskevann. Dammen er nå rasert og tjernets areal har blitt redusert.

Bråstadelva-vassdraget drenerer i hovedsak skogområder med noe myr, men også noe jordbruksområder med spredt bosetting som i hovedsak ligger nær elva. Nedbørfeltet består av 89 % skogområder, 5 % myrområder og 6 % dyrket mark inkl. bebygget areal og veier. Det ble foretatt omfattende myrgrøfting i elvas myrområder like etter krigen og særlig på 1950- og 1960-tallet. Dette har sannsynligvis sammen med endrede nedbørforhold ført til hyppigere inntørking og iskjøving i bekkene i området og medført at ørretbestanden i disse områdene er blitt betydelig redusert (pers. med. Finn Steinar Brobakken).

Potensielle og til dels vedvarende lokale forurensningskilder i Bråstadelva-vassdraget er for tiden utsig og lekkasjer av boligkloakk og gråvann fra separatanlegg i den spredte bebyggelsen. Videre tilkommer kilder som periodiske utslipp (s.k. akuttutslipp) og/eller utsig fra gjødselkjellere, melkerom, siloanlegg, uteforplasser og frittliggende gjødsellagre samt avrenning (leire, jord, sand, næringssalter,

husdyrgjødsel og sprøytemiddelrester) fra dyrket mark. Tilførsel av partikler og særlig sand til vassdraget fra veier vil også inntreffe. Arealavrenning og lekkasje av forurensningsstoffer fra dyrket mark vil være av mer kontinuerlig karakter.

Forurensningseffekter som økt forekomst av fastsittende alger, vannmoser og makrovegetasjon (overgjødning), stor og sjenerende forekomst av sopp, bakterier og ciliater (forråtnelse/saprobiering), økt forekomst av tarmbakterier (fekal forurensning) og igjenslamming (habitatforandring) i hovedelva og tilrennende bekker samt økt forekomst av fastsittende alger, vannplanter (makrovegetasjon) og ikke minst planteplankton (overgjødning) i berørte tjern står sentralt og er viktige kriterier når vi skal vurdere forurensningsgrad og biologisk status i Bråstadelva-vassdraget.

Resipientkapasiteten i vassdraget vil minke og skadeeffektene av nevnte forurensningskilder vil øke ved redusert vannføring. Vi kan her nevne at Bråstadelva fra naturens side er tørkesvakt dvs. at elve- og særlig bekkestrekninger kan få sterkt redusert vannføring i lengre tørkeperioder

Bråstadelva er i liten grad berørt av skadeeffekter av sur nedbør og direkte forurensningsskader har ikke blitt registrert i vassdraget. Muligens kan Øveråstjernet og Gubberudtjernet i forbindelse med stor våravsmelting bli litt påvirket, men mer inngående undersøkelser må klarlegge dette.

De viktigste brukerinteresser i Bråstadelva-vassdraget er i dag fritidsfiske og rekreasjon samt uttak av vann til jordvanning. Det er en mindre badeplass ved Glæstadstjernet. Vassdraget er også en viktig drikkevannskilde for vilt og bufe. Det tas ut vann til jordvanning fra et flertal plasser langs hovedelva og i lengre tørkeperioder på sommeren kan enkelte områder av Bråstadelva bli i det nærmeste helt tørrlagt.

Miljøkvalitetsmål.

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Bråstadelva-vassdraget er at vannkvalitetstilstanden i hovedelva og tilrennende bekker samt i tjernene ikke bør overstige forurensningsklasse I-II (blå-grønn markering på kartet). I Glæstadstjernet må en likevel akseptere en viss forurensningspåvirkning (overgjødning), men forurensningsgraden bør ikke overstige forurensningsklasse II (grønn markering på kartet). Glæstadstjernet kan være noe overgjødslet da lokaliteten særlig pga. tidligere overgjødning har blitt en viktig fuglebiotop som en ønsker å opprettholde. Videre er det viktig at de naturgitte rekrutteringsmulighetene for de lokale ørretstammene samt for elvenioye, mjøsharr og mjøsørret opprettholdes, at naturgitt biologisk mangfold mest mulig blir bevart, samt at vassdraget også i fremtiden kan brukes til rekreasjon, fritidsfiske, friluftsbad, jordvanning og som drikkevann for vilt og bufe.

Biologisk status.

Selve Bråstadelva var i begynnelsen av juni da feltobservasjonene ble utført lite til moderat overgjødslet (eutrofiert) i den øverste delen ved Glæstad (Forurensningsklasse I-II). Den økologisk status ble likevel vurdert som god. Unntak var to mindre bekker som var tydelig overgjødslet og hadde unormalt stor forekomst av fastsittende alger. Økologisk status ble her vurdert som moderat. Selve Bråstadelva var også noe overgjødslet i den nederste delen ved Bråstadbrua. I øvrig var hovedvassdraget og de to større tilrennende bekker lite påvirket av forurensninger og hadde god biologisk status. Det ble ikke observert elve eller bekkestrekninger som var negativt påvirket av sur nedbør. Videre var vassdraget lite påvirket av leire- og jordpartikler.

Det ble ikke registrert forurensningsutslipp fra punktkilder som medførte direkte forurensning, dvs synlig forekomst av heterotrofe organismer og vond lukt. Forurensninger av næringssalter kommer derfor i hovedsak som diffus tilførsel og som arealavrenning og lekkasje fra dyrket mark og muligens også fra hogstflater. Forurensningstilførselen til vassdraget vil derfor øke i perioder med snøsmelting og i perioder med mye nedbør.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål.

Selve Bråstadelva samt de bekker som drenerer skogområder hadde god økologisk status i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Fire små bekker som til dels drenerer jordbruksområder var overgjødset og hadde moderat økologisk status, men hadde likevel en økologisk status som var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Disse bekker hadde likevel redusert resipientkapasitet og her vil det høyst sannsynlig kunne oppstå direkte forurensningsproblemer i perioder med lav vannføring. Det er således påkrevet med ytterligere begrensning av tilførselen av forurensninger til enkelte deler av Bråstadelva-vassdraget om fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål dvs. god økologisk status skal kunne opprettholdes også i perioder med lav vannføring.

3.2 Tjern

Rådata fra de kjemiske analysene samt data fra observasjoner av siktedyp, visuell vannfarge og vanntemperatur i de undersøkte tjern er gitt i Tab. 1 og 2 i vedlegg. Rådata fra algetellingene er gitt i Tab. 3 og resultatene av dyreplanktonanalysene er gitt i Tab. 4 og 5 i vedlegget.

3.2.1 Vannkvalitet og næringsstatus (trofegrad) i Kastadtjernet**Bakgrunnsdata**

Kastadtjernet (310 moh.) er et middels dypt og noe humuspåvirket skogtjern som er merkbart påvirket av lokalbetting forurensning. Tjernet er ca. 400 meter langt og 250 meter bredt. Kastadtjernet har eget avløp til Mjøsa. Nedbørfeltet, som er lite og begrenset til området like ved tjernet, består av skog og noe myr samt til stor del av dyrket mark. Berggrunnen består i hovedsak av kvartsrisk sandstein som er tungforvitrelig, næringsfattig og noe sur, men også av basiske og mer næringsrike skiferbergarter. Løsmassene består av morene i vekslende mektighet. Noe av morenematerialet stammer trolig fra kalkstein- og skifermateriale som er mer næringsrik. Det ligger et gårdsbruk og noe spredt bebyggelse samt en skole i nedbørfeltet. I Kastadtjernet finnes storvokst ørret samt ørekyt. Det settes årlig ut ørret i tjernet. I slutten av 1960-åra ble vannet rotenonbehandlet og en fjernet da gjedda og abbor fra tjernet. Kastadtjernet blir brukt til fritidsfiske og litt friluftsbad. Tjernet er et populært fiskevann og blir vår og forsommer mye brukt av Gjøviks fluefiskere.

Forurensningskilder

Kastadtjernet blir påvirket av lokale forurensningskilder og da særlig fra avrenning fra dyrket mark, men sannsynligvis også av boligkloakk og utsig fra driftsbygning/er. Videre kan vi regne med at tjernet også er litt påvirket av luftbåren forurensning og sur nedbør. Muligens er det høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i de største og fiskepisende ørretene. Den til dels kalkrike berggrunnen og løsmassene bidrar til at tjernet ikke blir negativt påvirket av tilførsel av surt vann.

Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Kastadtjernet er at vannforekomsten skal ha god økologisk status og egnet vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt for fritidsfiske. Videre at vannet bevares som et viktig estetisk element "naturperle" i kulturlandskapet. Tjernet har også utviklet seg til en verdifull fuglelokalitet. Muligens kan en derfor akseptere at tjernet også i fremtiden kan være noe påvirket av overgjødning, men likevel ha god økologisk status i forhold til EUs vanddirektiv. Dvs. at Kastadtjernet bør ha en vannkvalitet som tilsvarer oligomesotrof tilstand.

Resultater fra undersøkelsen i 2004*Siktedyp*

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på 4,0 meter og vannet var noe brunfarget. Vi kan regne med at det i hovedsak er humusinnholdet som bestemmer siktedypet i Kastadtjernet. Ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan siktedypet klassifiseres som "Meget god" til "God".

Vannkjemi

Kastadtjernet var i august 2004 moderat humuspåvirket med noe brunfarget vann med fargetall på 31 mg Pt/l. Innholdet av organisk stoff var høyt med en konsentrasjon på 6,7 mg TOC/l. Vannet var nøytralt med en pH-verdi på 7,0 og hadde relativt høyt saltinnhold. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes som meget god og vi registrerte alkalitetsverdi $> 0,3$ mekv/l. Konsentrasjonen av fosfor var relativt lav, men høyere en forventet naturtilstand, mens konsentrasjonen av nitrogen var høy og klart høyere en forventet naturtilstand. Dette viste at vannforekomsten var påvirket av næringssaltforurensning og da særlig fra dyrket mark som gir høy konsentrasjon av nitrogen. Den høye konsentrasjonen av TOC i forhold til fargetallet (humusinnholdet) indikerte også at Kastadtjernet var noe påvirket av økt produksjon og/eller tilførsel av organisk stoff.

Ut fra SFTs klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene mer generelt klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse "Meget god".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "Meget god".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Tot. klorofyll-*a* tilsvarte tilstandsklasse "God".

Planteplankton

Kastadtjernets frie vannmasser hadde i august 2004 et planteplankton som var relativt fattig på arter og som var dominert av cyanobakterien *Aphanothece*, gullalger og småvokste algearter (s.k. "monader") tilhørende gruppen svelgflagellater. Grønnalger og my- alger var også vanlig forekommende. Dette var grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) og middels næringsrike (mesotrofe) innsjøer.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var lav og de ble registrert en biomasse på 0,15 gram våtvekt/ m³ tilsvarende en konsentrasjon av klorofyll på 3,6 µg tot. klorofyll-*a* per liter. Dette var konsentrasjoner som er i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (se Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992, Nürnberg 1996).

Kastadtjernet bedømmes ut fra planteplanktonets biodiversitet og mengde som næringsfattig til middels næringsrik tilsvarende oligomesotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem.

Ut fra en helhetsvurdering der vi også tar med forekomsten av høyere vegetasjon og konsentrasjonen av næringssalter vurderer vi likevel Kastadtjernet som mesotrof dvs at vannforekomsten var klart overgjødset.

Dyreplankton

I Kastadtjernets frie vannmasser var det i august 2004 et individrikt men nokså artsfattig dyreplankton.

Hjuldirene bestod av artene *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata* og *Polyarthra* spp. Størst tetthet hadde *K. longispina*.

Krepsdyrene bestod av hoppekrepsene *Acanthodiaptomus denticornis* og *Cyclops scutifer* samt vannloppen *Daphnia longispina*. Størst tetthet hadde *A. denticornis* og særlig *Daphnia longispina*.

Den registrerte biodiversitet ble vurdert å være i nært samsvar med forventet naturtilstand og foreliggende fiskeforekomst.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (her i første rekke små ørret og ørekyte) ble vurdert å være lavt tilsvarende predasjonsklasse I i følge Løviks klassifiseringssystem (se Kjellberg et al. 1999). Dette kan en også forvente i et relativt dypt tjern der det som i Kastadtjernet finnes storvokst ørret og ørekyte. Ørekyten blir her fortrent til selve strandkanten og/eller vegetasjonsbeltene pga. predasjonspresset fra ørreten. De egg bærende hunnene av *Daphnia longispina* hadde en middellengde på 1,95 mm.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål

Kastadtjernet var klart overgjødslet og hadde moderat økologisk status dvs. en status som ikke var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Resipientkapasiteten/selvrenningskapasiteten var således overskreden og det er nødvendig at en reduserer tilførselen av næringssalter og næringsrike leir- og jordpartikler. Bufferevnen mot tilførsel av surt vann var god og det er ikke noen risiko at Kastadtjernet skal bli negativt påvirket av sur nedbør.

3.2.2 Vannkvalitet og næringsstatus (trofegrad) i Koltjernet

Bakgrunnsdata

Koltjernet (371 moh.) er et middels grunt humusrikt skogtjern som muligens har blitt noe påvirket av lokalbetinging forurensning ved at det ligger en sæter (Bråstadsætra) og et gårdsbruk (Hellistuga) i nedbørfeltet. Koltjernet er ca. 450 meter langt og ca. 100 meter bredt. Nedbørfeltet, som er relativt stort, består av skog med innslag av myrområder. Det er også noe dyrket mark og jordbruksaktivitet i området ved Helli. Berggrunnen består i hovedsak av kvartssik sandstein med innslag av kalkrik skifer. Sandsteinen er tungforvitrelig, næringsfattig og noe sur, mens skiferen er næringsrik og mer lettforvitrelig. Løsmassene består av morene i vekslende mektighet. En hel del av morenematerialet stammer trolig fra basisk kalkstein- og skifermateriale som er mer næringsrik. I Koltjernet finnes det rikelig med ørret av varierende størrelse samt ørekyte. Tjernet ble rotenonbehandlet i begynnelsen på 1980-tallet og en fjernet da gjedde og abbor fra Koltjernet. Grunneierlaget setter årlig ut ørret i tjernet. Koltjernet blir brukt til friluftsliv og fritidsfiske. Vi kan her også nevne at det er bever i vassdraget inkl. selve Koltjernet. Beveren har demt opp tjernet ca. 1 meter. Dette har bl.a. ført til at tilgjengeligheten til Koltjernet har blitt vanskeliggjort.

Forurensningskilder

Koltjernet blir sannsynligvis noe påvirket av lokale forurensningskilder ved avrenning av næringssalter og fekale bakterier fra gårdsdrift og spredt bosetting ved Helli/Hellistuga. Videre også av luftbåren forurensning som bl.a. kvikksølv og sur nedbør. Høyst sannsynlig er det pga. stor tilførsel av humusforbindelser høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i stor og fiskespisende ørret om slike finnes. Innsjøen har godt bufret vann så sur nedbør utgjør ikke noe direkte problem for biodiversiteten.

Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Koltjernet er at vannet skal ha god økologisk status og egnet vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt for fritidsfiske. Videre at innsjøen bevares som et viktig estetisk element "naturperle" i skoglandskapet.

Resultater fra undersøkelsen i 2004

Siktedyp

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på 2,5 meter og vannet var markert brunfarget. Vi kan regne med at det er humusinnholdet som bestemmer siktedypet i Koltjernet. Ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan siktedypet klassifiseres som "Mindre god".

Vannkjemi

Koltjernet var i august 2004 sterkt humuspåvirket med markert brunfarget vann med fargetall på 88 mg Pt/l. Innholdet av organisk stoff var høyt med en konsentrasjon på 11,9 mg TOC/l. Vannet var svakt surt med en pH-verdi på 6,4 og hadde relativt lavt saltinnhold. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes likevel som god og vi registrerte alkalitetsverdi på nær 0,2 mekv/l. Konsentrasjonen av fosfor og nitrogen var relativt høye og ikke helt i samsvar med forventet naturtilstand. Stort humusinnhold bidrar sannsynligvis til at en stor del av fosforet er adsorbert til humuspartikler og herved blir lite biotilgjengelig (Rognerud 1989, Meili 1992). De relativt høye konsentrasjonene av fosfor og nitrogen tyder på at vannforekomsten var noe påvirket av økt tilførsel av næringssalter. Om årsaken til dette var av menneskelig karakter eller var/er et resultat av at det er mye bever i vassdraget inkl. Koltjernet har vi ikke vurdert.

Ut fra SFTs klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene mer generelt klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Tot. klorofyll-*a* tilsvarte tilstandsklasse "God".

Det er det store humusinnholdet som bidrar til at vannkvaliteten til dels blir vurdert som dårlig.

Planteplankton

Koltjernets frie vannmasser hadde i august 2004 et artsfattig planteplankton som var dominert av småvokste algearter (s.k. "monader") tilhørende gruppene gullalger og svelgflagellater. Vanlig forekommende var også arter tilhørende gruppene grønnalger og My-alger. Dette var grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var lav og de ble registrert en biomasse på 0,16 gram våtvekt/ m³ tilsvarende en konsentrasjon av klorofyll på 2,6 µg tot. klorofyll-*a* per liter. Dette var konsentrasjoner som er i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (se Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992, Nürnberg 1996).

Koltjernet bedømmes ut fra planteplanktonets biodiversitet og mengde som klart næringsfattig tilsvarende oligotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem.

Ut fra en helhetsvurdering der vi også tar med forekomsten av høyere vegetasjon og særlig konsentrasjonen av næringssalter vurderer vi likevel Koltjernet som oligomesotrof dvs at vannforekomsten var noe påvirket av næringssaltforurensning (overgjødsling).

Dyreplankton

I Koltjernets frie vannmasser var det i august 2004 et meget individrikt og til dels variert dyreplankton.

Hjuldylene, som hadde liten tetthet, bestod av artene *Kellicottia longispina* og *Conochilus spp.*.

Krepsdyrene bestod av hoppekrepsene *Heterocope appendiculata*, *Acanthodiaptomus denticornis* og *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Holopedium gibberum*, *Bosmina longispina* og *Daphnia longispina*. Størst tetthet hadde hoppekrepsen *C. scutifer* og vannloppene.

Den registrerte biodiversitet ble vurdert å være i nært samsvar med forventet naturtilstand og foreliggende fiskeforekomst. Den rike forekomsten av bever har trolig også påvirket dyreplanktonet ved å øke produktiviteten som resultat av økt næringstilgang for dyreplanktonet.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (her i første rekke yngre ørret og ørekyte) ble vurdert å være markert tilsvarende predasjonsklasse III i følge Løviks klassifiseringssystem (se Kjellberg et al. 1999). Sannsynligvis er det stor forekomst av ørekyte som fører til dette. Muligens kan det også ha blitt reetablert et abborbestand i tjernet. De eggbærende hunnene av *Daphnia longispina* hadde en middellengde på 1,41 mm, mens de eggbærende hunnene av *Bosmina longispina* hadde en middellengde på 0,61 mm.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål

Koltjernet var noe påvirket av næringssaltforurensning (overgjødning), men hadde likevel god økologisk status og akseptabel selvrensningsevne. Dvs. at den økologiske status var i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Bufferevnen mot tilførsel av surt vann var god og det er ikke noen risiko at Koltjernet skal bli negativt påvirket av sur nedbør. Det synes ikke å være behov for noen forurensningsbegrensende tiltak.

3.2.3 Vannkvalitet og næringsstatus (trofegrad) i Gubberudtjernet

Bakgrunnsdata

Gubberudtjernet (404 moh.) er et lite grunt (2 meter) humusrikt skogstjern som er i ferd med å gro helt igjen av vannlig tjønnaks. Tjernet som er oppdemmet er sannsynligvis noe påvirket av lokalbetting forurensning som kommer fra gardsbruket Gubberud. Tjernet er ca. 300 meter langt og 100 meter bredt. Nedbørfeltet, som er relativt stort, består av skogområder med innslag av myr. Videre er det noe dyrket mark og et gårdsbruk i området. Berggrunnen består av kvartsrik sandstein med innslag av kalkrik skifer. Sandsteinen er tungforvitrelig, næringsfattig og noe sur, mens skiferen er næringsrik og mer letforviterlig. Løsmassene består av morene i vekslende mektighet. Noe av morenematerialet stammer trolig fra kalkstein- og skifermateriale som er mer næringsrik. I tjernet finnes ørret og ørekyte. Gubberudtjernet blir brukt til fritidsfiske.

Forurensningskilder

Gubberudtjernet blir sannsynligvis noe påvirket av næringssalter og fekale bakterier fra den menneskelige aktiviteten ved gardsbruket Gubberud. Videre er tjernet påvirket av langtransportert forurensning som bl.a. kvikksølv og sur nedbør. Høyst sannsynlig er det pga. stor tilførsel av humusforbindelser høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i stor og fiskespisende ørret om slike forekommer.

Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Gubberudtjernet er at vannforekomsten skal ha god biologisk status og egnet vannkvalitet for fritidsfiske, dvs. god eller moderat økologisk status. Videre at Gubberudtjernet bevares som en god fuglelokalitet/våtmarksområde og som viktig estetisk element "naturperle" i skoglandskapet.

Resultater fra undersøkelsen i 2004

Siktedyp

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på 1,6 meter og vannet var markert brunfarget. Vi kan regne med at det er humusinnholdet som bestemmer siktedypet i Gubberudtjernet. Ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan siktedypet klassifiseres som "Dårlig".

Vannkjemi

Gubberudtjernet var i august 2004 sterkt humuspåvirket med markert brunfarget vann med fargetall på 120 mg Pt/l. Innholdet av organisk stoff var også høyt med en konsentrasjon på 18,1 mg TOC/l. Vannet var svakt surt med en pH-verdi på 6,3 og hadde relativt lavt saltinnhold. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann bedømmes likevel som god og vi registrerte alkalitet på nær 0,1 mekv/l. Konsentrasjonen av fosfor og nitrogen var høy, og klart høyere en forventet naturtilstand. Stort humusinnhold bidrar sannsynligvis til at det meste av fosforet var adsorbert til humuspartikler og herved ble lite biotilgjengelig (Rognerud 1989, Meili 1992). De høye konsentrasjonene av spesielt fosfor men også av nitrogen indikerte at Gubberudtjernet var/er påvirket av næringssaltforurensning.

Ut fra SFTs klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene mer generelt klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "God".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Meget dårlig".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Meget dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Tot. klorofyll-*a* tilsvarte tilstandsklasse "God".

Det er det store humusinnholdet som bidrar til at vannkvaliteten til dels blir vurdert som meget dårlig.

Planteplankton

Gubberudtjernet hadde i de frie vannmasser, som bestod av mindre åpninger i vegetasjonsbeltene, i august 2004 et planteplankton som var relativt rikt på arter og som var dominert av fureflagellatene *Ceratim cornutum* som indikerer mer næringsrike forhold samt *Gymnodinium fuscum* som indikerer humøse forhold. Videre var arter tilhørende gruppene grønnalger og småvokste algearter (s.k. "monader") tilhørende gruppene gullalger vanlig forekommende.

Biomassen av planteplankton (algemengden) var lav og de ble registrert en biomasse på 0,15 gram våtvekt/ m³ tilsvarende en konsentrasjon av klorofyll på 2,0 µg tot. klorofyll-*a* per liter. Dette var konsentrasjoner som er i samsvar med det vi finner i næringsfattige (oligotrofe) innsjøer (se Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992, Nürnberg 1996).

Gubberudtjernet vurderes ut fra planteplanktonets biodiversitet og mengde som næringsfattig til middels næringsrik tilsvarende oligotrof eller oligomesotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem. Ut fra en helhetsvurdering der vi også tar utgangspunkt i den store forekomsten av tjønnaks og de forhøyde konsentrasjonene av næringsalter vurderer vi likevel Gubberudtjernet som mesotrof dvs at vannforekomsten var moderat overgjødslet.

Dyreplankton

I Gubberudtjernet frie vannmasser, som bestod av mindre åpne områder i vegetasjonsbeltene, var det i august 2004 et middels individrikt og relativt variert dyreplankton. Størst forekomst var det av vannlopper.

Hjuldirene bestod av artene *Kellicottia longispina*, *Conochilus spp.* og *Synchaeta sp.* Størst tetthet hadde *Synchaeta*.

Krepsdyrene bestod av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* samt vannloppene *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina longispina*, *Chydorus sp.* og *Alona sp.* Størst tetthet var det av vannloppen *B. longirostris* som var den klart dominerende arten i dyreplanktonet.

Den registrerte biodiversitet var ikke i samsvar med forventet naturtilstand og foreliggende fiskeforekomst.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (her i første rekke yngre ørret og særlig ørekyte) ble vurdert å være meget sterk tilsvarende predasjonsklasse V i følge Løviks klassifiseringssystem (se Kjellberg et al. 1999). Dette kan en også forvente i en grunt tjern der det som i Gubberudtjernet er stor forekomst av ørekyte. De eggbærende hunnene av *Holopedium gibberum* hadde en middellengde på 0,94 mm, mens de eggbærende hunnene av *Bosmina longirostris* hadde en middellengde på 0,31 mm.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål

Gubberudtjernet er for tiden i ferd med å vokse helt igjen med makrovegetasjon (vanlig tjønnaks) og har derfor begrenset selvreningssevne. Det er ikke ønskelig at tjernet vokser helt igjen av makrovegetasjon og nåværende tilstand er ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål der en ønsker å bevare øvre Gubberudtjernet som et godt vann for fritidsfiske. Den økologiske status i tjernet ble derfor vurdert som dårlig. Skal en få akseptable forhold i tjernet må det meste av vegetasjonen fjernes. Videre er det ønskelig at tilførselen av næringsalter blir begrenset mest mulig. Bufferevnen mot tilførsel av surt vann var relativt god og det er liten risiko for at Gubberudtjernet skal bli negativt påvirket av sur nedbør.

3.2.4 Vannkvalitet og næringsstatus (trofegrad) i Glæstادتjernet

Bakgrunnsdata

Glæstادتjernet (460 moh.) er et grunt og sterkt humuspåvirket skogstjern som i stor grad er berørt av lokalbetinging forurensning. Tjernet er ca. 800 meter langt og 150 meter bredt. Nedbørfeltet består av skog og til dels store myrområder. Berggrunnen består i hovedsak av kalkrik skifer med insalg av kalkstein dvs av bergarter som er basiske, næringsrike og letforvitrelige. Løsmassene består av morene i vekslende mektighet som sannsynligvis til stor del stammer fra kalkstein- og skifermateriale som er næringsrik. Det ligger flere gårdsbruk i nedbørfeltet og det er dyrket mark helt ned mot tjernet på nordsiden. I Glæstادتjernet finnes et rikt bestand av ørret og ørekyte. Tjernet blir brukt til fritidsfiske og friluftsbad. Det finnes en liten badeplass i østre del av vannet.

Forurensningskilder

Glæstادتjernet blir tilført forurensning fra jordbruksvirksomhet og spredt bosetting. De viktigste forurensningskilder er utsig og lekkasjer fra driftsbygninger, uteforplasser, frittliggende gjødseldepoer og enkelanlegg i den spredt bosetting samt arealavrenning fra dyrket mark. Utslipp av næringsalter, fekale bakterier, sprytemiddelrester og næringsrike leir- og jordpartikler står her sentralt. Videre blir Glæstادتjernet påvirket av langtransportert forurensning som bl.a. kvikksølv og sur nedbør. Høyst sannsynlig er det høy konsentrasjon av metyl-kvikksølv i stor og fiskespisende ørret om slike finnes da tjernet tilføres mye humus. Se Rognerud og Fjeld (2002).

Miljøkvalitetsmål

Kommunalt fastsatt miljøkvalitetsmål for Glæstادتjernet er at tjernet skal ha god økologisk status og egnet vannkvalitet for rekreasjonsformål og da spesielt for friluftsbad og fritidsfiske. Videre at Glæstادتjernet bevares som viktig estetisk element - "naturperle"- i kultur- og skoglandskapet.

Resultater fra undersøkelsen i 2004

Siktedyp

Ved prøvetakingstidspunktet i august ble det registrert et siktedyp på 1,6 meter og vannet var markert brunfarget. Vi kan derfor regne med at det i hovedsak er humusinnholdet som bestemmer siktedypet i Glæstادتjernet. Ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) kan siktedypet klassifiseres som "Dårlig".

Vannkjemi

Glæstadjernet var i august 2004 sterkt humuspåvirket med fargetall på 110 mg Pt/l. Innholdet av organisk stoff var høyt med en konsentrasjon på 14,4 mg TOC/l. Vannet var svakt surt med en pH-verdi på 6,6, men hadde likevel et relativt høyt saltinnhold. Bufferevnen i forhold til tilførsel av surt vann vurderes som meget god og vi registrerte alkalitet på $> 0,2$ mekv/l. Konsentrasjonen av fosfor og nitrogen var høy, og betydelig høyere en forventet naturtilstand. Stort humusinnhold bidrar sannsynligvis til at det meste av fosforet var adsorbert til humuspartikler og herved ble lite biotilgjengelig (Rognerud 1989, Meili 1992). De høye konsentrasjonene av fosfor og nitrogen indikerte at Glæstadjernet var/er påvirket av næringssaltforurensning.

Ut fra SFTs klassifisering av tilstand kan vannkvalitetsparametrene mer generelt klassifiseres som følger:

- pH tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Alkalitet tilsvarte tilstandsklasse "Mindre god".
- Fargetall tilsvarte tilstandsklasse "Meget dårlig".
- Total organisk karbon tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total fosfor tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Total nitrogen tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".
- Tot. klorofyll-*a* tilsvarte tilstandsklasse "Dårlig".

Planteplankton

Glæstadjernets fri vannmasser hadde i august 2004 et planteplankton som var relativt fattig på arter og som var helt dominert av grønnalgen *Elakatothrix gelatinosa* og til dels også av gullalgen *Mallomonas caudata* og øyealgen *Trachelomonas volvocina*. Videre var det også forekomst av arter tilhørende gruppene sveltflagellater og My-alger. Dette var grupper og arter som er vanlig forekommende i næringsfattige (oligotrofe) og moderat næringsrike (mesotrofe) innsjøer. Se Brettum (1989).

Biomassen av planteplankton (algemengden) var relativt høy og de ble registrert en biomasse på 1,26 gram våtvekt/ m³ tilsvarende en konsentrasjon av klorofyll på 11 µg tot. klorofyll-*a* per liter. Dette var en biomasse som er i samsvar med det vi finner i moderat næringsrike (mesotrofe) innsjøer (se Brettum 1989, Tikkanen og Willen 1992, Nürnberg 1996).

Glæstadjernet bedømmes ut fra planteplanktonets biodiversitet og mengde som moderat næringsrik tilsvarende mesotrof tilstand i Brettums (1989) klassifiseringssystem, og blir her vurdert som klart påvirket av næringssaltforurensning (overgjødning). Ut fra en helhetsvurdering der vi også tar med forekomsten av høyere vegetasjon og konsentrasjonen av næringssalter vurderer vi Glæstadjernet som mesotrof til eutrof dvs at vannforekomsten var moderat til markert overgjødning.

Dyreplankton

I Glæstadjernets frie vannmasser var det i august 2004 et relativt individrikt, men lite variert dyreplankton.

Hjuldirene bestod av arter tilhørende slektet *Conochilus* som hadde lav tetthet.

Krepsdyrene bestod av hoppekrepsen *Acanthodiaptomus denticornis* samt vannloppene *Daphnia longispina*, *Bosmina longispina* og *Bosmina longirostris*. Størst forekomst var det av hoppekrepsen *A. denticornis* og vannloppene *D. longispina* og *B. longispina*.

Den registrerte biodiversitet var ikke i samsvar med forventet naturtilstand og foreliggende fiskeforekomst.

Beitetrykket fra planktonspisende fisk (her i første rekke yngre ørret og ørekyte) ble vurdert å være markert tilsvarende predasjonsklasse III i følge Løviks klassifiseringssystem (se Kjellberg et al. 1999). Dette kan en også forvente i et grunt tjern der det som i Glæstadjernet er stor forekomst av småfallen ørret samt ørekyte. De eggbærende hunnene av *Daphnia longispina* hadde en middellengde på 1,33 mm, mens de eggbærende hunnene av *Bosmina longirostris* hadde en middellengde på 0,32 mm.

Vurdering av resipientkapasitet og miljøkvalitetsmål

Glæstadjernet var moderat til markert overgjødset og resipientkapasiteten var overskredet. Tjernets selvrensingsevne er også svært begrenset og Glæstadjernet er for tiden i ferd med å gro helt igjen av vannplanter. Den økologiske status ble vurdert som dårlig og var således ikke i samsvar med fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål. Det er påkrevet at tilførselen av næringssalter og næringsrike partikler blir ytterligere redusert.

4. Vurderinger og tilrådninger

4.1 Bråstadelva med tilløpsbekker

4.1.1 Vurdering av økologisk status

Bråstadelva

Ved befaringsstidspunktet var selve Bråstadelva lite eller lite til moderat påvirket av forurensninger og hadde en flora og fauna som vi vurderte å være i nært samsvar med forventet naturtilstand. En viss indikasjon på overgjødning (økt forekomst av fastsittende alger) forelå likevel i den øvre del av elva oppstrøms og like nedstrøms Glæstادتjernet, samt ved Dalseng og i elvas nederste del ved Bråstadbrua. Den økologiske status i hovedelva ble til tross for dette vurdert som god tilsvarende vannkvalitetsklasse I eller I-II. Direkte forurensede elvestrekninger som hadde visuelt fremtredende heterotrof vekst ("lammehaler" og lignende) og vond lukt ble således ikke observert, men vi kan her nevne at det i sommeren 2003 ble observert et forurenset område med lammehaler i Bråstadelva ved Dalseng (Torleif Bækken pers. med.).

Koltjernsbekken

Ved befaringsstidspunktet var Koltjernbakkens øvre del der bekken renner gjennom skogområder lite påvirket av lokalbetinget forurensning. Det ble heller ikke observert strekninger som var negativt påvirket av sur nedbør. Nedre del av Koltjernbekken passerer jordbruksområder med fast bosetting og her var bekken noe påvirket av overgjødning tilsvarende vannkvalitetsklasse I-II. Bekken hadde til tross for dette en flora og fauna som vi vurderte å være i nært samsvar med forventet naturtilstand. Den økologiske status i Koltjernsbekken ble derfor vurdert som god. Direkte forurensede bekkestrekninger som hadde visuelt fremtredende heterotrof vekst ("lammehaler" og lignende) og vond lukt ble således ikke observert.

Gubberudbekken

Ved befaringsstidspunktet var Gubberudbekken, som i hovedsak renner gjennom skogområder, lite påvirket av lokalbetinget forurensning. Unntak var øverste del av en liten bekk som drenerer dyrket mark ved Håkenstad som var synlig overgjødning tilsvarende vannkvalitetsklasse II. De ble ikke observert bekkestrekninger som var negativt påvirket av sur nedbør. Gubberudbekken hadde stort sett en flora og fauna som vi vurderte å være i nært samsvar med forventet naturtilstand. Den økologiske status i Gubberudbekken ble derfor vurdert som god.

Små tilløpsbekker

Samtlige bekker som drenerer skogområder var ved befaringsstidspunktet lite påvirkede av lokalbetinget forurensning. Vi fant heller ikke bekker som hadde skadeeffekter pga. de var påvirkede av sur nedbør. "Skogsbekkene" hadde således god økologisk status med en flora og fauna som var i nært samsvar med forventet naturtilstand.

De bekker (her kalt "jordbruksbekker") som drenerer dyrket mark og/eller renner gjennom jordbruksområder og mer bebygde områder (7 st.) var ved befaringsstidspunktet synlig overgjødning (vannkvalitetsklasse I-II eller II) og hadde der det var stor lystilgang stor forekomst av trådformete fastsittende grønnalger. Direkte forurensede bekker, dvs. bekker eller bekkestrekninger som hadde visuelt fremtredende heterotrof vekst ("lammehaler" og lignende) og vond lukt ble dog ikke observert. Den økologiske status i "jordbruksbekkene" ble vurdert som moderat. Dvs. at de til tross for at de var noe forurensningspåvirkede/overgjødning hadde en status som var i samsvar med de fastsatte kommunale miljøkvalitetsmål.

4.1.2 Aktuelle tiltak og tilrådinger for Bråstadelva med tilløpsbekker

En forutsetning for at Bråstadelva og særlig ”jordbruksbekkene” skal få og i fremtiden kunne opprettholde god eller da det gjelder enkelte bekker moderat økologisk status samt tilstrekkelig selvreningssevne og resipientkapasitet er:

- at tilførselen av næringssalter (særlig fosfor) og lettnedbrytbart organisk stoff ytterligere blir begrenset. Det er derfor viktig at det kontinuerlig foretas effektivt vedlikehold og forbedringer av de forurensningsbegrensende tiltakene som allerede er gjennomført i nedbørfeltene til Bråstadelva-vassdraget. Det er viktig at en stopper utsig og lekkasje av kloakk og gråvann fra separatanlegg i spredt bebyggelse der det foreligger dårlige løsninger. Videre er det viktig å redusere utsig og lekkasjer samt risikoen for akuttutslipp fra driftsbygninger (husdyrgjødsel, avløp fra melkerom og silopressaft) og frittliggende lagerplasser og/eller mellomlagerplasser for husdyrgjødsel og uteforingsplasser. Prosjektet ”Miljømål i landbruket” vil her være et viktig tiltak som høyst sannsynligvis vil bidra til å forbedre forholdene på gårdsbrukene.
- at en iverksetter tiltak som kan redusere uttransport og lekkasje av rester fra sprøytemidler, næringssalter, husdyrgjødsel og ikke minst erosjonsmateriale (leir- og jordpartikler samt sand) fra dyrket mark og kjøreveier. Det er derfor ønskelig at Gjøvik kommune ved landbruksetaten bidrar med kunnskap og råd som kan begrense arealavrenning fra dyrket mark og kjøreveier.
- at Bråstadelva sikres tilstrekkelig minstevannføring. Dette er meget viktig da vannføringen har stor betydning for miljøforholdene i vassdragene. Dette gjelder særlig de bekker som benyttes som rekrutteringsområder for ørret. Det må ikke tas ut mer vann til jordvanning enn at en sikrer en så stor vannføring at biologisk mangfold kan opprettholdes. Det er derfor viktig at jordvanningsbehovet i Bråstadelva-vassdraget blir løst på en økologisk forsvarlig måte. Landbrukskontoret i samarbeide med brukerne står ansvarlige for at dette blir gjort. En bør her også nevne at effekten av foreliggende forurensningstilførsel kan bli kraftig forsterket i flere av bekkene ved lav vannføring.
- at det etableres/opprettholdes en økologisk tilpasset kantvegetasjon/buffersone langs vassdraget. Mindre lystilgang vil bl.a. kunne redusere algeveksten der det er uønsket stor forekomst av fastsittende alger. Landbruksdepartementet ev. miljøverndepartementet bør ta ansvar for at det blir utarbeidet et faktahefte som bl.a. inneholder foreliggende lover samt retningslinjer for etablering, drift og vern av kantvegetasjon og buffersoner. Det er viktig at en får en kantvegetasjon/buffersone som dekker flere behov utøver de økologiske forhold i selve vassdraget som for eks. som ”filter”/buffersone som kan redusere utsig av fosfor og erosjonsmateriale fra dyrket mark og veier, viltbiotop, viltkorridor, viktig del av kulturlandskapet, m.v. Se Jordforsk 2003 og Fylkesmannen i Østfold 1994. Vi kan videre nevne at både vannressursloven og EUs vanddirektiv setter krav til at strandnære områder skal vernes mest mulig. Videre henvises til Vedum et al. 2004 som er et godt eksempel på en veileder.
- at kulverter og veibruer er utformet slik at de ikke blir varige vandringshindre for den fisken en ønsker skal vandre opp i bekkene. Videre er det viktig at en fjerner kvister og andre ting som til tider eller permanent kan skape vandringshinder. Dette skjer ofte i forbindelse med skogdrift der en har etablert større hogstflater.

Videre er det ønskelig at:

- en kartlegger biologisk mangfold i Bråstadelva-vassdraget inklusive de strandnære områdene og at eventuelt behov for spesiell beskyttelse blir vurdert. En bør i forbindelse med dette bl.a. foreta fiskeundersøkelser med elfiskeapparat og biotopkartlegging. Det er bl.a. viktig å kunne tallfeste naturgitt rekrutteringskapasitet av ørret i de forskjellige deler av vassdraget. Dette kan gjøres ved å

studere rekrutteringen i sammenlignbare elvestrekninger og bekker hvor levevilkårene ikke er vesentlig forringet eller forbedret. Obs! moderat overgjødning bidrar som regel til økt produksjonskapasitet. I forbindelse med fiskeregistreringene vurderes også behovet for biotopforbedringstiltak.

- en vurderer om det er behov for å fjerne ”søppel” som ligger i og ved vassdragene. Eksisterende ”søppelplasser” bør undersøkes og kartfestes.
- det blir utarbeidet en **forvaltningsplan** med **tiltaksplan** og utpekte ansvarlige myndigheter, foreninger og personer for den del av Bråstadelva som er fiskeførende der en bl.a. fremlegger tiltak som kan reetablere eller bedre/sikre rekrutteringen av ørret. Direktoratet for Naturforvaltnings ”Forslag til forvaltningsplan for storørret” kan her brukes som mal/rettesnor (se Garnås og medarb. 1997). Fiskevårdsområde etter Svensk modell bør vurderes.
- det blir samlet inn hygienisk-bakteriologiske og vannkjemiske prøver ved fremtidige undersøkelser i Bråstadelva-vassdraget.

4.2 Tjern

4.2.1 Vurdering av økologisk status

Koltjernet var noe påvirket av forurensning (overgjødning), men hadde likevel en vannkvalitet og biologiske forhold som var i nært samsvar med forventet naturtilstand. Den **økologiske status** ble derfor vurdert som **god**, men selvreinsningsveien var noe begrenset.

Kastadtjernet var moderat overgjødning og hadde en vannkvalitet og biologiske forhold som ikke var helt i samsvar med forventet naturtilstand. Den **økologiske status** ble vurdert som **moderat**.

Gubberudtjernet var tydelig overgjødning og hadde en vannkvalitet og biologiske forhold som avvek fra forventet naturtilstand. **Økologisk status** ble her vurdert som **dårlig**.

Glæstادتjernet var moderat til markert overgjødning og hadde en vannkvalitet og biologiske forhold som klart avvek fra forventet naturtilstand. **Økologisk status** ble også her vurdert som **dårlig**.

4.2.2 Aktuelle tiltak og tilrådinger

Foruten det som blitt nevnt i forbindelse med selve Bråstadelva (kap. 4.1.2) er det viktig at:

- En vurderer om det fortsatt er nødvendig å sette ut ørret i Koltjernet. Trolig har en her for tiden en naturlig rekruttering som er stor nokk
- en øker uttaket av fisk fra Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet. Dette vil redusere beitepresset på dyreplanktonet og bunndyrene og herved gi økt størrelse og kvalitet på ørreten (se Linløkken og Seland 2001 og Hafsund 2004). Storvokst ørret vil også i større grad kunne benytte ørekyten som forfisk.
- en fjerner makrovegetasjon i Gubberudtjernet og i enkelte områder i Glæstادتjernet og Kastadtjernet. Dette for at etabler nærrekreasjonsområder og/eller fiskeplasser samt at gi ørreten bedre leveområder. Her er det også behov for en veileder. Dvs. en veileder som tar for seg alt som angår reduksjon og fjerning og videre skjøtsel/forvaltning av uønsket forekomst av vannplanter.

Miljøverndepartementet ev. Landbruksdepartementet bør være ansvarlige for at dette blir gjort. Også her vil vi henvise til Vedum et al. (2004).

- Man hever eller sikrer høy vannstand i Gubberudtjernet. Dammen bør tettes.

Videre er det ønskelig at:

- badeplassen ved Glæstادتjernet bygges ut til et nærrekreasjonsområde. Det er viktig for lokalmiljøet at det finnes en god møte-/bade plass i nærområdet.

5. LITTERATUR.

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Anderson, B og E. Willen. 1999. Kap. 10 lakes in Acta Phytogeogr. Suec. 84: 149-168. ISBN 91-7210-084-2.
- Bratli, J.I. 1995. Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. SFT Veiledning 95:04. TA-1141/1995. 41 s.
- Branderud, T.E., M. Mjelde, G. Kjellberg og A. Vøllestad. 1996. Limnologisk og fiskeribiologisk undersøkelse av Einafjorden sommeren 1995. NIVA-rapp. Løpenr. 3454-96 39 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp. Løpenr. 2344. 111 s.
- Bækken, T., G. Kjellberg og A. Linløkken. 1999. Overvåking av bunndyr i grensekryssende vassdrag i østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. DN-notat 1999.
- Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn. 1997. Miljømål for vannforekomstene. Forslag til retningslinjer for kommunal fastsetting av miljømål og miljøkvalitetsnormer. 16 s.
- Furuseth, Å. Et al. 1991. Sluttrapport fra prosjekt "Vannbruksplan for Hunnselva".
- Fylkesmannen i Østfold, Landbruksavdelingen. 1994. Vegetasjonsbelter langs vassdrag-Veileder for etablering og skjøtsel.
- Garnås, E., O. Hegge, B. Kristensen, T. Næsje, T. Qvenild, J. Skurdal, B. Veie-Rosvoll, B. Dervo, Ø. Fjeldseth og T. Taugbøl. 1996. Forslag til forvaltningsplan for storørret. Utredning for DN 1997-2.
- Hafsund, F. 2004. Fiskeforvaltningen for grunneierlaga i Snertingdal. "Fisket i Snertingdal". Notat av den 6. desember 2004. 6 s.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 37, 1-91.
- Holtan, H. 1977. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-76. NIVA Rapp. O-69091. 172 s.
- Jordforsk. 2003. Renare vassdrag med vegetasjonssoner. Informasjonshefte.
- Kairesalo, T. and K. Vakkilainen. 2004. An Overview of Lake Vesijärvi. SILnews 41: 2-5.
- Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.

- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåking av Moelva, Brumunda, Flagstadelva, Svartelva og Vikselva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli 1992. NIVA-rapp. Løpenr. 2943. 38 s.
- Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp. Løpenr. 3847-98. 97 s.
- Kjellberg, G. 1998. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Ringsaker kommune. Årsrapport for 1997. NIVA-rapp. Løpenr. 3819-98. 45 s.
- Kjellberg, G., Hegge, O., Lindstrøm, E-A. og Løvik, J. E. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.
- Kjellberg, G., Brettum, P. og Lindstrøm, E-A. 2000. Undersøkelser av vannkvalitet, planteplankton, begroingsalger og bunndyr i Flensjøvassdraget i september 1998 og 1999. NIVA-rapp. Løpenr. 4021-99. 45 s.
- Kjellberg, G. 2000. Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000 – 2004. Notat til Gjøvik kommune.
- Kjellberg, G. 2002. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Gjøvik kommune. Årsrapport for 2001. NIVA-rapp. Løpenr. 4526-2002. 50 s.
- Kjellberg, G. 2003. Tiltaksorientert overvåking av vann og vassdrag i Gjøvik kommune. Årsrapport for 2002. NIVA-rapp. Løpenr. 4711-2003. 60 s.
- Lindstrøm, E-A., P. Brettum, S.W. Johansen og M. Mjelde. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsuring. Effekter av kalking. NIVA-rapp. Løpenr. 4821-2004. 133 s.
- Linløkken, A. og P.A. Holt Seeland. 2001. Fangsteffektiviteten ved utfisking med garn i sju bestander av abbor og mort i Hedmark, Norge og Jämtland, Sverige. Høgskolen i Hedmark notat nr. 6-2001. 33s.
- Løvik, J.E. og G. Kjellberg 2002. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Randsfjorden med tilløpselver. Datarapport for 2001. NIVA-rapp. Løpenr. 4510-2002. 36 s.
- Løvik, J.E. og G. Kjellberg 2002. Overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i Begna/Østre Slidre-vassdraget i 2001. NIVA-rapp. Løpenr. 4482-2002. 43 s.
- Meili, M. 1992. Sources, Concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia*, 229, 23-41.
- Olrik, K., P. Blomqvist, P. Brettum, G. Cronberg og P. Eloranta. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. Naturvårdsverket rapport nr. 4860. 86 s.
- Rask, M., M. Olin, J. Keskitalo, A. Lehtovaara, J. Ruuhijärvi and S. Vesala. 2003. Responses of plankton and fish communities to mass removal of planktivorous fish in a two-basin lake in southern Finland. *Hydrobiologia* 506-509: 451-457.
- Rognerud, S. 1989. Glåma i Kongsvinger-regionen og Storsjøen i Odal. Sluttrapport for undersøkelsene i 1987 og 1988. NIVA-rapp. Løpenr. 2255. 34 s.
- Rognerud, S og E. Fjeld 2002. Kvikksølv i fisk fra innsjøer i Hedmark, med hovedvekt på grenseområdene mot Sverige. NIVA-rapp. Løpenr. 4487-2002. 46 s.

- Skålerud, P.Å. 2000. Fugleregistreringer i Gjøvik kommune. NOF-Oppland.
- Taugbøl, T. 1995. Operasjon Mjøsørret. Sluttrapport. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernavdelingen. Rapport 9 – 1995. 55 s.
- Thorud, G., L.E. Myhre, S.R. Sveen, P.A. Fosnes og D.N. Martinsen. 1994. Rapport. Prøvefiske Gjøvik kommune. 12 s.
- Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 s.
- Tranberg videregående skole. 2000. Kultjernet, Åslendet, Gjøvik kommune. 43 s.
- Tönno, I, H. Künnap and T. Nöges. 2003. The role of zooplankton grazing in the formation of "clear water phase" in a shallow charophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 506-509: 353-358.
- Utermöhl 1958. Zür vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol*, 9: 1-38.
- Vedum, T.V., H. Hofstad, S. Åstrøm, R. Ødegaard, D. Dolmen, S. Sørensen, K. Finstad Vold og K. Ødegård Bryhn. 2004. Dammer i kulturlandskapet-til glede og nytte for alle. Fylkesmannen i Hedmark og Norsk Ornitologisk Forening avd. Hedmark. Rapport nr. 03/04 72 s.
- WATECO. 2002. economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. A Guidance Document, WATECO Working Group.

6. VEDLEGG

Vedlegg A. Rådata fra undersøkelsene i 2004.

Vedlegg B. Klassifisering av forurensningsgrad og biologisk status i vassdrag ved hjelp av biologiske feltobservasjoner.

Vedlegg C. Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000 - 2004.

Vedlegg A.

RÅDATA FRA UNDERSØKELSENE I 2004

Tabell 1. Vanntemperatur ($^{\circ}\text{C}$) i Kastadtjernet, Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet i Gjøvik kommune den 4. og 5. august 2004.

Dyp Lokalitet	Kastadtj.	Koltjernet	Gubberudtj.	Glæstادتj.
0,5 meter.	22,0	19,6	16,0	19,6
1 meter.	22,0	17,0	15,2	19,6
2 meter.	18,5	13,2	14,0	
3 meter.	16,8	-		
4 meter.	-	8,3		
5 meter.	8,5	7,5		
8 meter.	5,5			

Tabell 2. Siktedyp, visuell vannfarge samt kjemiske analyseresultater fra en blandprøve fra 0-2 m fra Kastadtjernet, Koltjernet og Gubberudtjernet samt fra en blandprøve fra 0-1 meter fra Glæstادتjernet i Gjøvik kommune. Prøvene ble tatt 4. og 5. august 2004.

Lokalitet	Kastadtj.	Koltj.	Gubberudtj.	Glæstادتj.
Siktedyp i m	4,0	2,5	1,6	1,6
Vannfarge	Brun	Brun	Brun	Brun
Fargetall	31	88	120	110
Total organisk karbon (TOC) mg C/l	6,7	11,9	18,1	14,4
Surhetsgrad (pH)	7,0	6,4	6,3	6,6
Alkalitet mekv/l	0,316	0,172	0,099	0,221
Konduktivitet mS/m	6,30	2,93	2,18	3,84
Total fosfor (Tot-P) $\mu\text{g/l}$	8,2	15,2	21,6	29,6
Total nitrogen (Tot-N) $\mu\text{g/l}$	918	468	502	737
Nitrat (Nitrat+nitrit) $\mu\text{g/l}$	479	<20	30	<20
Total klorofyll a KLA/S $\mu\text{g/l}$	3,6	2,6	2,0	11

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra innsjøer i Gjøvik-området

Verdier gitt i mm³/m³ (=mg/m³ våtvekt)

	Glæstadjern	Gubberudtjern	Kastadjern	Koltjern
	1	1	1	1
År	2004	2004	2004	2004
Måned	8	8	8	8
Dag	4	5	4	4
Dyp	0-2 m	0-2 m	0-2 m	0-2 m
Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Aphanothece sp.	6,4	.	63,6	.
Pseudanabaena sp.	.	1,1	.	.
Sum - Blågrønnalger	6,4	1,1	63,6	0,0
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Ankistrodesmus falcatus	.	1,0	.	.
Ankyra judayi	.	.	0,3	.
Ankyra lanceolata	.	.	.	3,3
Botryococcus braunii	.	.	5,0	.
Chlamydomonas sp. (l=10)	.	1,4	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	0,5	.	0,8	0,2
Closterium acutum v.variabale	1,5	.	.	.
Cosmarium phaseolus	.	0,4	.	.
Elakatothrix biplex	.	.	0,4	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	703,8	.	.	.
Euastrum denticulatum	.	0,3	.	.
Euastrum elegans	.	0,3	.	.
Monoraphidium dybowskii	1,0	0,1	.	0,3
Nephrocytium agardhianum	.	.	2,8	.
Oocystis marssonii	0,2	.	.	.
Oocystis parva	.	.	.	19,6
Oocystis rhomboidea	4,2	.	.	.
Scenedesmus quadricauda	.	0,3	.	.
Scourfieldia cordiformis	0,2	.	.	.
Sphaerocystis Schroeteri	.	.	5,5	.
Staurastrum arcticon	.	16,8	.	.
Staurastrum pseudopelagicum	.	0,7	.	.
Staurodesmus cuspidatus v.curvatus	.	2,5	.	.
Staurodesmus triangularis	.	0,3	.	.
Teilingia granulata	.	0,8	.	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	.	0,3	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	47,2	.	.	7,2
Sum - Grønnalger	758,6	24,9	15,1	30,5

Chrysophyceae (Gullalger)

Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	.	.	.	5,8
Craspedomonader	0,3	0,1	.	.
Dinobryon borgei	.	.	0,3	.
Dinobryon crenulatum	.	0,2	.	.
Dinobryon divergens	.	2,6	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1,3	.	1,4	1,6
Mallomonas caudata	268,4	.	17,5	.
Mallomonas spp.	17,0	.	2,2	0,5
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	0,6	4,6	1,6	5,5
Små chrysomonader (<7)	6,0	15,8	4,3	15,8
Store chrysomonader (>7)	.	3,4	1,7	3,4
Uroglena sp.	3,0	.	.	.
Sum - Gullalger	296,6	26,7	29,0	32,7

Bacillariophyceae (Kiselalger)

Achnanthes sp. (l=15-25)	.	1,3	.	.
Asterionella formosa	.	0,7	.	.
Eunotia sp.	.	0,3	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	.	0,6	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	.	3,0	.	.
Navicula sp.	.	2,5	.	.
Tabellaria flocculosa	.	0,4	.	0,2
Sum - Kiselalger	0,0	8,8	0,0	0,2

Cryptophyceae (Svelgflagellater)

Chroomonas sp.	.	.	0,2	.
Cryptomonas cf.erosa	3,3	.	9,4	.
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0,4	.	.	.
Cryptomonas marssonii	.	.	.	7,4
Cryptomonas sp. (l=15-18)	6,6	0,6	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	.	.	10,3
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	3,6	.	.
Cyathomonas truncata	.	1,2	.	.
Katablepharis ovalis	0,5	.	0,5	1,4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	1,8	.	19,5	8,0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	22,3	0,5	4,3	14,3
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	.	.	.	10,3
Sum - Svelgflagellater	34,8	5,9	33,9	51,6

Dinophyceae (Fureflagellater)

Ceratium cornutum	7,0	35,0	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	.	0,5	.	.
Gymnodinium cf.uberrimum	.	4,0	.	.
Gymnodinium fuscum	.	24,0	.	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	1,2	.	0,4
Ubest.dinoflagellat	.	1,1	.	.
Sum - Fureflagellater	7,0	65,8	0,0	0,4

Euglenophyceae (Øyealger)

Phacus tortus	.	3,0	.	.
---------------	---	-----	---	---

Trachelomonas volvocina		118,9	.	.	0,4
Sum - Øyealger		118,9	3,0	0,0	0,4
My-alger					
My-alger		38,8	13,9	12,9	60,2
Sum - My-alge		38,8	13,9	12,9	60,2
Sum totalt :					
		1261,0	150,0	154,6	175,9

Tabell 4. Kvalitativ sammensetning av dyreplankton, basert på vertikale håvtrekk (maskevidde 60 µm) i Kastadtjernet, Koltjernet, Gubberudtjernet og Glæstادتjernet den 4. og 5. august 2004.

+ = sjelden/få individer, ++ = vanlig, +++ = rikelig/dominerende

Gruppe/slekt/art	Lokalitet	Kastadtjernet	Koltjernet	Gubberudtjernet	Glæstادتjernet
Hjuldyr (Rotifera):					
<i>Kellicottia longispina</i>		++	++	+	
<i>Keratella quadrata</i>		+			
<i>Polyarthra</i> spp.		+			
<i>Conochilus</i> spp.			++	+	+
<i>Synchaeta</i> sp.				++	
Hoppekreps (Copepoda):					
<i>Heterocope appendiculata</i>			++		
<i>Acanthodiaptomus denticornis</i>		+++	++		+++
<i>Cyclops scutifer</i>		++	+++	++	
Cyclopoide nauplier ubest.		++	+++	+	
Vannlopper (Cladocera):					
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>				+	
<i>Holopedium gibberum</i>			+++	++	
<i>Daphnia longispina</i>		+++	+++	+	+++
<i>Daphnia cristata</i>					
<i>Bosmina longispina</i>			+++	+	+
<i>Bosmina longirostris</i>				+++	+++
<i>Chydorus</i> sp.				+	
<i>Alona</i> sp.				+	

Tabell 5. Lengde (i mm) av voksne hunner av dominerende vannlopper i 2004 gitt som gjennomsnitt og variasjonsbredde, samt fiskepredasjonsklasse (jfr. Kjellberg et. al 2001 og J.E. Løvik upublisert materiale).

I = liten, II = moderat, III = markert, IV = sterk og V = meget sterk fiskepredasjon.

	Middel	Variasjonsbredde	Fiskepredasjonsklasse
Kastadtjernet:			
<i>Daphnia longispina</i>	1,95	1,46-2,02	I
Koltjernet:			
<i>Daphnia longispina</i>	1,41	1,38-1,44	III
<i>Bosmina longispina</i>	0,61	0,58-0,63	
Gubberudtjernet:			
<i>Holopedium gibberum</i>	0,94	0,89-1,06	V
<i>Bosmina longirostris</i>	0,31	0,29-0,33	
Glæstادتjernet:			
<i>Daphnia longispina</i>	1,33	1,27-1,38	III
<i>Bosmina longirostris</i>	0,32	0,29-0,38	

Vedlegg B.

KLASSIFISERING AV FORURENSNINGSGRAD OG BIOLOGISK STATUS I ELVER OG BEKKER BEDØMT VED HJELP AV BIOLOGISKE FELT-OBSERVASJONER.

Generelt.

Klasseinndeling og bedømmelse av forurensningsgrad i elver og bekker vurdert ut fra biologisk status er vist i tabell A. Inndelingen er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). Fargebetegnelser og vurderingsnormer er også til del hentet fra Stjerne-Pooth (1978). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg og medarbeidere (1985). Klasseinndelingen er stort sett i samsvar med SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al 1997 og Holtan og Rosland 1992) som beskriver tilstandsklasser og forurensningsgrad ut fra avvik fra forventet naturtilstand. Med forventet naturtilstand menes den miljøkvalitetstilstand (økologisk status) en ville ha forventet uten påvirkning fra menneskelige aktiviteter (Direktoratet for Naturforvaltning og Statens Forurensningstilsyn 1997).

Forurensningsgrad og klasseinndeling.

Klasse I (blå farge): Representerer elve- eller bekkestrekninger som er lite påvirket av forurensningstilførsel og/eller andre menneskelige inngrep som kan påvirke eller skade de biologiske forhold. Disse strekninger har en økologisk status i samsvar med forventet naturtilstand. Som regel er det her stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Grad av mineralisering av organisk stoff er høy og det er høyt oksygeninnhold i både vannmassene og i bunnsubstratet. Hygienisk sett er det som regel god vannkvalitet. Beitedyr, eller vilt som f.eks. bever, kan tilføre vassdraget tarmbakterier som i små vassdrag i betydelig grad kan forringe vannkvaliteten. Det er som regel gode livsvilkår for laksefisk i disse elve- og bekkestrekninger. Klasse I er nærmest å sammenligne med den katharobe sonen i Fjerdingstads system og økologisk status blir her vurdert som høy eller god.

Områder innenfor denne klasse, med markert- eller sterkt surt vann er angitt med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av at vannet har lav bufferkapasitet (alkalitet $< 0,05$ mekv/l), til tider lav pH ($< 5,0$), at det ikke finnes meget- og moderat forsureningsfølsomme organismer, lav produksjonskapasitet, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH $< 4,8$). I enkelte tilfeller er det fisketomt. Ofte er det betydelig forekomst av trådformete fastsittende grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* i disse vassdrag. Bekke- og elvestrekninger som blitt eller blir kalket er markert med brun-blå tverrstreker. I elve- og bekkestrekninger som er blitt påført skadeeffekter av tilførsel av surt vann vurderes økologisk status som dårlig eller meget dårlig.

Klasse I-II (overgangssone): De biologiske forhold i elve- og bekkestrekningene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av økt tilførsel av lettnedbrytbar organisk stoff og særlig næringssalter (spes. fosfor). Tilførselen av nevnte stoffer kan være forårsaket enten av jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller kommunale avløpsanlegg eller reguleringsinngrep (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i

ovenforliggende magasin og/eller endret vannregime), I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, husdyrgjødsel) er vannet hygienisk sett som regel ikke tilfredsstillende (> 100 E. coli / 100 ml). Dette blir forsterket ved lav vannføring. Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system og ser vi bort fra de hygienisk/bakteriologiske forhold så vurderes økologisk status som god.

Klasse II (grønn farge): Representerer elve- og bekkestrekninger der vi kan dokumentere moderate biologiske forandringer. Påvirkningen har ført til økt næringsgrunnlag (tilførsel av lett nedbrytbar organisk stoff og næringssalter) som har bidratt til økt produksjon av planter og dyr. Som regel har vi økt algevekst og/eller økt forekomst av vannmoser og makrovegetasjon langs og i disse elve- og bekkestrekninger (overgjødningseffekt). Rent lokalt i direkte tilknytning til de steder der det skjer utslipp med lett nedbrytbar organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og husdyrgjødsel), kan det være noe synlig heterotrof begroing (sopp, bakterier og ciliater). Oksidasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i både bunnsubstratet og i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeproduksjon. Dersom det foreligger utslipp av tarmbakterier (fekale utslipp), er vannet som regel hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing. Egnethet til jordvanning, uorganisert barnelek og friluftsbad kan også bli forringet.

Strekninger som er markert eller sterkt overgjødset (eutrofiert), er markert med røde tynne tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvassnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (eloider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig i elve- og bekkestrekninger der det er stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er stor forekomst av vannplanter (makrofytter), som ofte helt dekker elveleiet eller bekken.

Masseforekomst av vegetasjon medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt er til sjenanse ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. er det risiko for oversvømmelse ved at elve-/bekkeløpet vokser igjen av høyere vegetasjon, luktulempen når lav vannføring medfører tørrlegging og forråtnelse av tørrlagt plantemateriale samt at løsrevet vegetasjon fester seg på rister, garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også stor algevekst forårsake vond lukt og smak på fiskekjøttet. Klasse II er nærmest å regne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingstads system, men med en mer markert betoning av overgjødningseffekten. Den økologiske status vurderes her som moderat unntatt de lokaliteter som er sterkt overgjødset (markert med røde tverrstreker) der økologisk status blir vurdert som dårlig.

Klasse II-III (overgangssone): Forholdene i disse elve- og bekkestrekningene er som for klasse II, men innslaget av synlig heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. at vi her har økt tilførsel av lett nedbrytbar organisk stoff (forråtnelse/saprobiering). Redusert oksygentilgang i bunnsubstratet kan bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. Fiskeproduksjonen og fiskeforekomsten kan likevel være stor pga. økt næringstilgang. Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingstads Y-mesosaprobe sone og økologisk status blir her vurdert som moderat.

Klasse III (gul farge): Representerer elve- og bekkestrekninger som er markert forurenset av næringssalter (overgjødning) og lett nedbrytbar organisk materiale (forråtnelse/saprobiering) hør til denne klasse. Her er det blant fastsittende alger, vannmoser og makrovegetasjon stor forekomst av heterotrof begroing (sopp, bakterier og/eller ciliater) som er synlig fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til de steder der utslippet/ene skjer. Oksygeninnholdet i bunnlagen er ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur sterkt redusert. Dette gjelder særlig i små

vassdrag med lav selvrenningsevne. Oksygeninnholdet i selve vannmassen er dokk vanligvis > 5 mg/l. Sammensetningen av flora og fauna er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og antall individer av enkelte av disse arter er som oftest meget stort. I disse elve- og bekkestrekninger er det som regel ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger; bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren og i perioder med lav vannføring på sommeren.

Videre er ikke oksidasjon og mineralisering av nedbrytbart organisk materiale fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer. Til tider er det derfor vond lukt langs disse elve- og bekkestrekninger. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er sterkt begrenset eller ikke til stede. I mange tilfeller kan det likevel være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene som resultat av økt tilgang på næring. Av og til kan det være lukt- og smaksforringelser på fiskekjøttet. Når forurensningskilden eller kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (> 500 termotabile *E. coli* /100 ml), og vannet er fra hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann eller vaskevann for grønnsaker uten omfattende rensing, og det er heller ikke egnet til badevann, uorganisert barnelek eller til vanning av grønnsaker og frukt. Klasse III er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingstads system og økologisk status vurderes som dårlig.

Klasse III-IV (overgangssone): Forholdene i elve- og bekkestrekningene i denne klasse er stort sett som i klasse III, men den organiske belastningen er noe større å medfører tidvis til oksygenmangel og utvikling av hydrogensulfid i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmassene ($3 - 5$ mg O_2 /l). Som regel foreligger det direkte luktulempen bl.a. som resultat av frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H_2S) og andre svovelforbindelser. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk, men fisk kan vandre igjennom disse områder. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende i likhet med forholdene for klasse III. Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med klasse III-IV og klassen. Økologisk status blir her betegnet som dårlig.

Klasse IV (rød farge): Representerer elve- og bekkestrekninger som er sterkt forurensset (saprobiert) av næringssalter og særlig lett nedbrytbart organisk stoff. Her er det masseutvikling av heterotrofe organismer som bakterier, sopp og/eller ciliater. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulempen bl.a. ved frigjøring av oppløst hydrogensulfid (H_2S) og andre svovelforbindelser. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnsubstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort eller brunt belegg på bunnen). Også oksygeninnholdet i de frie vannmasser er som oftest sterkt redusert, ofte < 3 mg O_2 /l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenmangel, "sort" vann og betydelige luktproblemer. Flora og fauna består av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort antall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Det er vanligvis ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger i disse elve- og bekkestrekningene. Til tider er det masseutvikling av bakterien *Sphaerotilus natans* (kloakk, gjødselsig) og/eller soppen *Leptomitia lacteus* (silopressaft, næringsmiddelindustri), samt i visse tilfeller den rød- eller brunfargede soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø som f.eks. ved utslipp fra sulfitfabrikker) som setter sitt preg på lokalitetene. Fisk og da særlig laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetont utslipp, osv.). Om vassdraget er fiskeførende så forekommer det som regel fiskedød fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål. Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem og den økologisk status blir her vurdert som meget dårlig.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, blir markert med sorte tynne tverrstreker over det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning som bidratt til total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning som hydrogensulfid (H_2S), og ammonium (NH_3), m.v.

Når det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter fra industribedrifter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier som blir markert i fargefigurene:

Kategori I som representerer elve- og bekkestrekninger der det høyerestående organismer er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp med akutt toksisk effekt (lav pH, cyanid, fenol, visse metallsalter osv.). Disse lokaliteter er markert med sorte tynne tverrstreker (jevnfør klasse IV). Økologisk status er her selvfølgelig ikke akseptabel og blir vurdert som meget dårlig.

Kategori II som representerer elve- og bekkestrekninger der utslipp av miljøgifter ikke har ført til noen direkte forandring av økologisk status, men der vi kan forvente at det skjer en opphoping (bioakkumulering) i organismene og eventuelt også oppkonsentrasjon i næringskjeden (bio-magnifikasjon) av enkelte tungmetaller og/eller tungt nedbrytbare organiske miljøgifter (POPs), som over tid vil kunne medføre til biologiske skadeeffekter, konsumrestriksjoner og kostholdsråd for skalldyr og fisk m.v. Disse områder blir markert med sorte prikker i fargefeltet.

Endelig er det viktig å understreke at påvirkningsgraden og forurensningssituasjonen i et vassdrag ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid (vanntemperatur). Ved høy vannføring når vassdraget har stor selvreningssevne blir påvirkningen og eventuelle skadeeffekter mindre, mens selv meget små mengder av forurensning kan forårsake betydelige skadevirkninger ved ekstremt lav vannføring. Dette gjelder særlig i de mindre vassdragene. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med lite nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetont, og her kan vi bl.a. nevne utslipp av silopressaft. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosetongen og umiddelbart etter ha sterkt forurensede strekninger (klasse IV), mens de i resten av året kan være lite påvirkede med til tider god økologisk status (se Mjærum 1974).

PLANTEPLANKTON SOM INDIKATOR PÅ TROFINIVÅ I INNSJØER.

Generelt

Planteplankton i innsjøer, tjern og dammer består av små, frittlevende alger (primærprodusenter) som vanligvis reagerer raskt på miljøendringer i vannmassene. Små forandringer i tilført mengde biologisk tilgjengelige næringsstoffer vil derfor raskt kunne gi signifikante endringer i planktonsamfunnet. Planktonalgenes biodiversitet, biomasse og årssuksesjon gir derfor god informasjon om vannforekomstens næringsstatus og eventuelle utvikling over tid. Utpreget eutrofi resp. oligotrofi kan derfor som regel enkelt registreres ut fra indikatorarter med hjelp av bare en planteplanktonprøve tatt midt i vekstsesongen, dvs. i den høyproduktive tiden (Tikkanen og Willen 1992).

Vurderingsnorm

Brettum (1989) samt Tikkanen og Willen (1992) har utarbeidet oversikt over indikatorarter. Videre har Brettum (1989) og Heinonen (1980) satt opp følgende biomassetall (algemengder) gitt som våtvekt som beskriver næringsstatus:

	Brettum (1989)	Heinonen (1980)
Ultraoligotrofe innsjøer	< 0,2 gram/m ³	< 0,2 gram/m ³
Oligotrofe innsjøer	0,2 – 0,7 gram/m ³	0,21 – 0,50 gram/m ³
Oligomesotrofe innsjøer	0,7 – 1,2 gram/m ³	0,51 – 1,00 gram/m ³
Mesotrofe innsjøer	1,2 – 3,0 gram/m ³	1,01 – 2,50 gram/m ³
Eutrofe innsjøer	3,0 – 5,0 gram/m ³	2,51 – 10,00 gram/m ³
Polyeutrofe innsjøer	5,0 – 10,0 gram/m ³	-----
Hypereutrofe innsjøer	> 10,0 gram/m ³	> 10,00 gram/m ³

I fargefigurene benyttes følgende vurderingsnorm før å visualisere nærings/trofistatus i innsjøer og tjern:

Blå farge markerer ultraoligotrofe eller oligotrofe innsjøer og tjern som ikke er overgjødslet. Forsurede innsjøer i denne kategori markeres med brune tverrstreker.

Blå-grønn farge markerer oligomesotrofe vann. Dvs. innsjøer og tjern som er litt/noe påvirket av overgjødning, men som likevel har god økologisk status eller vann som pga. naturgitte forhold er oligomesotrofe.

Grønn farge markerer vann som er moderat/synlig overgjødslet. Faglig blir disse innsjøer og tjern betegnet som mesotrofe.

Grønn-gul farge markerer vann som er moderat/synlig til markert/tydelig overgjødslet. Dvs. innsjøer og tjern som kan betegnes som begynnende eutrofe.

Gul farge markerer vann som er markert/tydelig overgjødslet tilsvarende eutrof tilstand.

Gul-rød farge markerer vann som er markert til sterkt overgjødslet tilsvarende polyeutrof tilstand.

Rød farge markerer vann som er sterkt overgjødslet tilsvarende hypereutrof tilstand.

FORSURING.

Forsuringssituasjonen i elver og bekker er vurdert ved bruk av fastsittende alger og makrobunndyr som indikator etter metode gitt av Lindstrøm et al. (2004) og Bækken og Kjellberg (2004).

VURDERINGSGRUNNLAG FOR KREPSDYRPLANKTONBIOMASSE.

Klassifisering av biomasse for krepsdyrplankton er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik på NIVA og vurderingen er basert på beregnet midlere biomasse uttrykt som gram tørrvekt og gram våtvekt per m² i vegetasjonsperioden (mai/juni – oktober). Vurderingen og klassifiseringen bygger på foreliggende resultater fra innsjøer i Østlandsområdet. Videre at tørrvekten utgjør 10 % av våtvekten.

Svært høy	> 2,00	gram tørrvekt/m ²	> 20	gram våtvekt/m ²
Høy	1,01 – 2,00	gram tørrvekt/m ²	10,1 – 20	gram våtvekt/m ²
Middels	0,51 – 1,00	gram tørrvekt/m ²	5,1 – 10	gram våtvekt/m ²
Lav	0,26 – 0,50	gram tørrvekt/m ²	2,5 – 5,0	gram våtvekt/m ²
Svært lav	< 0,25	gram tørrvekt/m ²	< 2,5	gram våtvekt/m ²

VURDERING AV PREDASJONSPÅVIRKNING PÅ KREPSDYRPLANKTON FRA FISK.

Planktonspisende fisk kan ha klart strukturerende/modifiserende påvirkning på en innsjø krepsdyrplankton og til dels også på hjuldyrene. Rike bestander av planktonspisende fisk gir økt predasjonspress og herved økt påvirkning. Predasjonspresset i de frie vannmasser i innsjøer og tjern blir her vurdert etter klassifiseringssystem utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA. (se Løvik i Kjellberg et al. 1999). Løviks klassifiseringssystem tar utgangspunkt i middellengden av voksne eggbærende hunner av dominerende art av *Daphnia spp.* og *Bosmina spp.* på seinsommeren eller høsten. Om det ikke finnes noen "daphnide" så bruker vi vannloppen *Holopedium gibberum* om denne finnes. At vi velger sensommer og høst skyldes at vi da også får med eventuelle effekter av predasjon fra årsyngel av fisk (dvs. 0 + fisken). Økt predasjonspress gir minket middellengde og overgang mot dominans av mer småvokste arter og/eller at enkelte større arter blir borte. Det siste gjelder også storvokste hoppekreps og enkelte andre vannlopper som f. eks. gelekreps. Klassifiseringssystemet er bygd på antagelsen om at det i innsjøer med forekomst av planktonspisende fisk det først og fremst er predasjon fra fisk som er avgjørende faktor for middellengden av voksne individer hos de to grupper vannlopper. Dette gjelder særlig for *Daphnia spp.* som i vurderingssystemet blir benyttet som "styrende" parametre. Klassifiseringssystemet er gitt på neste side.

Klassifiseringssystem for bedømmelse av påvirkning av predasjon på krepsdyrplankton fra fisk. Klassifiseringssystemet er utarbeidet av Jarl Eivind Løvik ved NIVA. (se Løvik i Kjellberg et al. 1999).

Fiskepredasjonsklasse	<i>Daphnia spp.</i>	<i>Bosmina spp.</i>
I Liten	> 1,7 m.m.	> 0,84 m.m.
II Moderat	1,5 – 1,7 m.m.	0,74 – 0,84 m.m.
III Markert	1,2 – 1,5 m.m.	0,58 – 0,74 m.m.
IV Sterk	1,0 – 1,2 m.m.	0,48 – 0,58 m.m.
V Meget sterk	< 1,0 m.m.	< 0,48 m.m.

Litteratur vedrørende vurderingssystem ved biologiske feltobservasjoner samt for vurdering av planteplankton, krepsdyrplankton og predasjon fra fisk på dyreplankton.

Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT- veiledning. Nr.97:04. TA-1468/1997. 31 s.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. NIVA-rapp., løpenr. 2344. 111 s.

Bækken, T., og G. Kjellberg. 2004. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på forekomst av makrobunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. NIVA-rapp. Løpenr. 4923-2004. 13 s.

Fjerdingstad, E. 1960. Forurensning af vandløp biologisk bedømt.

Nordisk Hygienisk Tidskrift. Vol. XLI, s. 149-196.

Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 37, 1-91.

Holtan, H. og D.S. Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning. Nr. 92:06. TA-905/1992.

Kjellberg, G., S. Rognerud og O. Gillund. 1985. Basisundersøkelse i Trysilelva 1981-1984. NIVA-rapp., løpenr. 1816. 103 s.

Kjellberg, G., O. Hegge, E-A. Lindstrøm og J. E. Løvik. 1999. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver. Årsrapport for 1998. NIVA-rapp. Løpenr. 4022-99. 88 s.

Lindstrøm, E-A., P. Brettum, S.W. Johansen og M. Mjelde. 2004. Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsurening. Effekter av kalking. NIVA-rapp. Løpenr. 4821-2004. 133 s.

Mjærum, E. 1974. Forurensninger i et landbruksområde, Ringsaker kommune, Hedmark. Årsrapport 1974. Fremdriftsrapport nr. 6. Rapport fra Norges Landbrukshøyskole. 80 s.

Stjerna-Pooth, I. 1978. Undersökning av benthos och vattnets kvalitet i sjöar och rinnande vatten. Statens Naturvårdsverk. Lund 1978. 78 s.

Tikkanen, T. og T. Willen. 1992. Växtplanktonflora. Naturvårdsverket Förlag. ISBN 91-620-1115-4. 280 s.

Vedlegg C.

Overvåkingsprogram for vannforekomster i Gjøvik kommune i perioden 2000 – 2004.

Tabell 1. Interkommunal og kommunal overvåkning av vassdrag i Gjøvik kommune.

	Metode	Ambisjons- nivå	År				
			2000	2001	2002	2003	2004
Interkommunalt overvåkningssamarbeid							
<i>Lokalitet:</i>							
Mjøsa		Høyt	x	x	x	x	x
Hunnselva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels			x		
Vesleelva, Kongelstadelva, Veseteleva	Biol. befarings	Middels			x		
Kommunal overvåkning							
<i>Lokalitet:</i>							
Vismunda m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels	x				
Bjørnstadelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels	x				
Kalverudelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels	x				
Stokkelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels		x			
Skulhuselva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels		x			
<u>Ringsjøen</u>	Innsjøprogram I	Høyt		x			
Ekstادتjernet	Innsjøprogram III	Lavt			x		
<u>Skumsjøen</u>	Innsjøprogram I	Høyt			x		
Elgsjøen	Innsjøprogram III	Lavt			x		
Gåsetjern	Innsjøprogram III	Lavt			x		
Åstjernet	Innsjøprogram III	Lavt			x		
Storelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels				x	
Åbortjern	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Langevatnet	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Røstadvatnet	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Lunken	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Flatsjøen	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Lauga	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Hemsangen	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Skonnolstjernet	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Store-Svarken	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Midt-Svarken	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Onsrudvatna (2 st.)	Innsjøprogram III	Lavt				x	
Bråstadelva m/sidevassdrag	Biol. befarings	Middels					x
Koltjernet	Innsjøprogram III	Lavt					x
Kastadtjernet	Innsjøprogram III	Lavt					x
Gubberudtjernet	Innsjøprogram III	Lavt					x
Glæstادتjernet	Innsjøprogram III	Lavt					x